

UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PLATA



Facultad de Ciencias Naturales y Museo de La Plata

**ESTUDIO DE LA SUCESIÓN DE MICROORGANISMOS
ACUÁTICOS, EN SUELOS INUNDADOS CON DISTINTO
USO EN LA CUENCA DEL RÍO SALADO (PCIA. BS AS)**

TESISTA: Lic. QUAÍNI, Karina P.

DIRECTOR DE TESIS: Dr. GABELLONE, Néstor A.

CODIRECTOR DE TESIS: Dra. SOLARI, Lía C.

LUGAR DE REALIZACIÓN: Instituto de Limnología *Dr Raúl Ringuelet* (ILPLA). UNLP.

-2011-

Índice

	Página
Índice.....	iii
Resumen.....	vii
Abstract.....	xii
Glosario.....	xx
Agradecimientos.....	xxi
Capítulo I. INTRODUCCIÓN.....	1
I.1. Hipótesis general.....	10
I.2. Objetivos propuestos.....	10
I.2.a Objetivo general.....	10
I.2.b Objetivos específicos.....	11
<i>Bibliografía</i>	12
Capítulo II. ÁREA DE ESTUDIO	18
<i>Bibliografía</i>	24
Capítulo III. MATERIALES Y MÉTODOS	26
III.1. Experiencia <i>in situ</i>	28
Elección del sitio	
Diseño de muestreo	
2.A Confección de clausuras	32
2.B Cronograma de muestreo	
Toma de muestras	
3.A. Análisis físico-químicos	37
Muestras de agua	38
- pH	
- Oxígeno disuelto (OD)	
- Potencial Redox (Eh)	
- Nitrógeno (N)	
- Fósforo (P)	
- Clorofila <i>a</i>	
- Polifenoles solubles	
- Sólidos suspendidos	
A.ii. Muestras de suelo	40
- Solución extracto para determinación de nitrato (NO_3^-) y amonio (NH_4^+) con EIS	
- NO_3^- y NH_4^+ con EIS	
- Nitrógeno total de la fase sólida (NTS) y Carbono total (CT)	
- Humedad del suelo	
- pH	
- Granulometría	
- Materia Orgánica (MO)	
- Carbonato (CO_3^-)	
- Fósforo Total (PT)	
- Biomasa vegetal	
3.B. Análisis de microorganismos	43
B.a. Microalgas libres	
B.b. Perifiton	
B.c. Microorganismos consumidores	
3.C. Análisis estadísticos	45
III.2. Experiencias de laboratorio	46

III.2.A.	Descomposición de las plantas sumergidas en la inundación	46
	A.a Suelo	
	A.b Material vegetal	
	A.c Agua de inundación	
	A.d Puesta a punto del experimento	
	A.e Bolsas de descomposición	
	A.f Microcosmos	
	A.g Condiciones	
	A.h Cálculos y análisis estadísticos	
III.2.B.	Biomasa (clorofila a) y sucesión de microorganismos bajo condiciones controladas de laboratorio	50
	B.a Tratamientos	
	B.b Luz	
	B.c Suelo	
	B.d Agua	
	B.e Microcosmos	
<i>Bibliografía</i>		55
Capítulo IV. RESULTADOS		60
IV.1.	Experiencia <i>in situ</i>	60
IV.1.1.	Caracterización del área de estudio	60
	1. Características regionales	
	2. Características locales	
	3. Vegetación	
	4. Cronograma de actividades agropecuarias y agregado de agroquímicos en el área de estudio	
	5. Lluvias	
IV.1.2.	Variables físico-químicas en las clausuras	67
A.	Suelo	67
	1. Textura	
	2. pH	
	3. Materia Orgánica (MO)	
	4. Carbono total	
	5. Biomasa vegetal	
B.	Agua	71
	1. Nivel hidrométrico	
	2. Temperatura	
	3. Oxígeno Disuelto (% saturación de OD)	
	4. Turbidez	
	5. pH del agua	
	6. Potencial Redox (Eh)	
	7. Materia Orgánica (MO)	78
	7.i. MO Disuelta	
	Polifenoles solubles (PS)	
	Densidad Óptica a 440nm (D440)	
	7.ii. MO Particulada y Sólidos suspendidos	
	Materia Orgánica Particulada (MOP)	
	Sólidos Suspendidos	
	8. Conductividad, Na ⁺ y K ⁺	
	9. Nitrógeno (N).....	83
	B.9.a. Comparación entre topografía (loma, media loma y bajo)	83
	B.9.a.i. Suelo	
	- Nitrato del suelo (NO ₃ ⁻)	
	- Amonio del suelo (NH ₄ ⁺)	
	B.9.a.ii. Agua	
	B.9.b. Comparación entre uso del suelo (<i>mixto</i> y <i>agrícola</i>)	
	B.9.c. Descripción por sitio	87
	c.i Loma (L)	
	Suelo (L)	
	Agua (L)	
	c.ii Media Loma (ML)	
	Suelo (ML)	

Agua (ML)	
c.iii Bajo (B)	
Suelo (B)	
Agua (B)	
B.9.d. Comparación del contenido de N en el suelo antes y después de la inundación	91
10. Fósforo (P)	93
10.A. Fósforo en el suelo	
10.B. Fósforo en el agua	
B.a. Fósforo total (PT)	
B.b. Fósforo disuelto (PD) y fósforo particulado (PP)	
B.c. Fósforo reactivo soluble, PRS (Fósforo disponible o asimilable)	
B.d. Fósforo orgánico (PO) y fósforo inorgánico (PI)	
IV.1.3. Microorganismos	103
IV.1.3.a En el agua libre	103
a.A. Productores primarios	
A.1 Riqueza específica	
A.2 Especies en común	109
A.3 Abundancia	
A.4 Diversidad	
A.5 Grupos taxonómicos	
A.6 Descripción por sitio	
A.7 Especies durante la inundación	121
A.8 Hábitos de vida	
A.9 Etapas de la sucesión	
A.10 Clorofila 'a'	
a.B. Consumidores	128
Riqueza específica y grupos taxonómicos	
Diversidad específica	
Abundancia	
Descripción por sitio	
Hábitos alimenticios	
IV.1.3.b Asociados a un sustrato (Perifiton)	145
b.1 Perifiton: fito-epifiton y zoo-epifiton	
b.2 Riqueza específica	
b.3 Descripción por sitio	
b.4 Especies en común entre distintos suelos	
b.5 Especies en común con las comunidades del agua libre	
b.6 Clorofila <i>a</i>	
IV.1.4. Relación entre nutrientes y microorganismos	157
IV.1.4.i Relación entre nutrientes en el agua (N y P disponibles)	
IV.1.4.ii Relación entre microorganismos productores y nutrientes	
IV.1.4.iii Relación entre productores y consumidores	
IV.2. Experiencias de laboratorio.....	162
IV.2.A. Descomposición de las plantas sumergidas en la inundación	
A.1 Características del agua, suelo y material vegetal utilizados en la experiencia	
A.2 Tasa de descomposición	
A.3 Porcentaje de peso remanente	
A.4 Variables físico-químicas	
IV.2.B. Biomasa (clorofila <i>a</i>) y sucesión de microorganismos acuáticos productores sobre suelos inundados bajo condiciones controladas de laboratorio	170
- Clorofila 'a'	
- Variables físico-químicas	
- pH	
- Conductividad	
- Oxígeno Disuelto	
- Turbidez	
- Materia Orgánica Disuelta (DO 440)	

- Polifenoles solubles	
- Nitratos y nitritos	
- Amonio	
- PRS	
B.3 Comparación entre N y P disponibles (nitrato y nitritos, PRS y amonio)	179
B.4 Comparación de la clorofila 'a' en la experiencia de laboratorio y en la experiencia <i>in situ</i>	180
Capítulo V. DISCUSIÓN	183
Efectos de la inundación sobre el suelo y el agua	183
V.1.I Cambios en el suelo	183
A- pH	
B- Materia Orgánica	
C- Contenido de C y N	
V.1.II Cambios en el agua	184
a- Oxígeno disuelto	
b- pH	
c- Potencial Redox (Eh)	
d- Materia Orgánica	
e- Fósforo	
f- Nitrógeno	
g- Descomposición del material vegetal sumergido	
Sucesión de microorganismos	203
I- Microorganismos productores del agua libre	
II- Microorganismos asociados a un sustrato (Perifiton)	
III- Biomasa de microorganismos productores bajo condiciones controladas de fotoperiodo y temperatura	
IV- Microorganismos consumidores del agua libre	
Modelo conceptual de la dinámica de P y N en los sistemas de suelos inundados estudiados	228
- Loma de uso mixto	228
- Loma de uso agrícola	229
- Media Loma de uso mixto	230
- Media Loma de uso agrícola	231
- Bajo sin uso	232
<i>Bibliografía</i>	234
Capítulo VI. CONCLUSIONES	242
VI.1 Dinámica de N, P y variables relacionadas	242
VI.2 Efectos de la sucesión en la disponibilidad de nutrientes	244
VI.3 Efectos de la inundación en suelos con distinto uso	247
A. Uso mixto	
B. Uso agrícola	
C. Sin uso	
VI.4 Efectos de la inundación sobre el río y la fertilidad del suelo	248
VI.5 Conclusiones generales	251
Conclusiones Finales.....	259

Resumen

Introducción. Debido al intenso uso agropecuario del suelo en la llanura de inundación de la cuenca del Río Salado (provincia Buenos Aires) los agroquímicos (principalmente compuestos de P y N) aportados al suelo se transportan al río rápidamente, por escorrentía e infiltración luego de eventos lluviosos resultando en el deterioro de la calidad del agua del cauce principal del río. La interacción entre la llanura de inundación y el cauce principal se acentúa cuando las pendientes son muy bajas y la zona es sometida a frecuentes inundaciones con un tiempo importante de permanencia del agua sobre el suelo. El anegamiento de los suelos y el lavado por escorrentía superficial lenta, provoca translocaciones de nutrientes entre el suelo y el agua debido a procesos físico-químicos y biológicos y una sucesión de los organismos acuáticos. Esta movilización de nutrientes y otros compuestos determina las características del río porque induce cambios en los parámetros físico-químicos del agua.

Las frecuentes inundaciones que sufrió desde siempre la Pampa Deprimida constituyeron un elemento clave en la estructura del ecosistema y configuración de su paisaje. El papel ecológico que tienen estas inundaciones parece haber sido trascendental en la evolución del ecosistema y la propia existencia del sistema parece 'depender' de que ocurran esos eventos, por lo que, ciertos atributos del sistema serán afectados negativamente por la ausencia de perturbaciones de este tipo. Las principales características que limitan el drenaje óptimo en la cuenca son la alta recurrencia de las inundaciones, que actualmente es de unos seis años aproximadamente, la escasa pendiente, el bajo desarrollo de la red de desagüe y las condiciones de exceso y déficit hídricos.

Estudios recientes (aguas altas o período de inundación) registraron en la cuenca inferior del río Salado, valores superiores a 1 mg.l^{-1} de fósforo total (PT) y nitrógeno total (NT) así como también altas concentraciones de algas indicadoras de estas condiciones, muy superiores a las halladas en situaciones anteriores de aguas bajas o medias, considerados principalmente como resultado de los aportes de las áreas agropecuarias inundadas.

Los principales efectos de la inundación son la reducción de la disponibilidad de oxígeno y creación de condiciones reductoras en el suelo, la pérdida de N por desnitrificación y el aumento de la disponibilidad de P en el agua de inundación. Sin embargo, no hay registro de los cambios que ocurren en parámetros físico-químicos en el agua sobre suelos de la cuenca del río Salado, que se consideran importantes determinantes tanto de las características del río como de las características del suelo luego de la inundación. Los ganaderos y pobladores rurales de la zona suelen reconocer los efectos benéficos del anegamiento y aún de las grandes inundaciones sobre los cultivos y el ganado, pero no existe base científica que lo pruebe.

Hipótesis. Las diferencias en la topografía determinan diferencias en la frecuencia, intensidad y duración de las fases de inundación y sequía así como la oferta de hábitat para micro y macroorganismos, mientras que distintos usos del suelo afectan la concentración de nutrientes, y la actividad biológica influye en la dinámica de nutrientes del ambiente.

El conocimiento de los efectos de la inundación sobre la fertilidad de los suelos y sobre el río permitirá conocer las respuestas de ambos ecosistemas frente a los disturbios que provoca el uso actual de la tierra y los que ocurrirán con las acciones planificadas de manejo y regulación del cauce principal en un futuro cercano.

El **objetivo general** del trabajo fue identificar las especies de microorganismos (productores y consumidores) del agua de inundación que se suceden desde el

anegamiento a la desecación en suelos con distinto uso y pendiente así como también conocer los principales cambios físico-químicos, contenido de nutrientes y materia orgánica del agua en los diferentes estadios de inundación del suelo, y finalmente construir modelos conceptuales de funcionamiento de estos sistemas naturales y sus efectos sobre las características del agua de escorrentía superficial.

Materiales y métodos. Experiencia *in situ*. El sitio estudiado corresponde a un sector de la llanura de inundación de la cuenca media del río Salado (pcia. Buenos Aires, 25 de Mayo, Valdés, Escuela MC & ML Inchausti; 60° 32' 53" O y 35° 36' 29" S). Se seleccionaron suelos con distinta topografía: loma (L), media loma (ML) y bajo (B), y con distinto uso, mixto (*m*) y agrícola (*a*) en L y ML y sin uso (*s/u*) en B, resultando en cinco tratamientos (L-*m*, L-*a*, ML-*m*, ML-*a*, B-*s/u*) con tres réplicas cada uno y un control sin suelo. La experiencia *in situ* consistió en inundar un área reducida de suelo mediante el uso de clausuras cilíndricas (0,35 m de diámetro y 1 m de alto) de PVC transparente con base cerrada y abierto en la parte superior.

En base a cálculos de velocidad de secado del suelo teniendo en cuenta la topografía, se calculó que en L el agua permanecería cinco días sobre el suelo, en ML 60 días y en B 120 días (sin embargo en B se evaporó finalmente en 60 días). Se realizaron cinco eventos de muestreo durante la inundación (de suelo y del agua), y dos en condiciones secas del suelo, uno previo y otro posterior a la inundación. Esto resultó en muestreos cada un día en L, cada 15 días en ML y cada 30 días en B. El muestreo comenzó el 15/06/2006.

Se realizaron análisis físico-químicos y biológicos del agua y químicos del suelo. Los análisis físico-químicos del agua incluyeron: pH, temperatura, alcalinidad, turbidez, conductividad salinidad, OD, Eh, NO₃⁻ (nitratos), NH₄⁺ (amonio), nitritos, PRS (fósforo reactivo soluble), PT (P total), Clorofila 'a', sólidos en suspensión, MO (materia orgánica), carbonatos (CO₃⁼), polifenoles solubles, Na⁺/K⁺; y los análisis biológicos: análisis cuali y cuantitativo de los microorganismos productores del agua libre mediante la técnica de sedimentación de Uthermöhl con microscopio invertido, y análisis cualitativo del perifiton, y cuali y cuantitativo de los microorganismos consumidores, con el microscopio óptico convencional. Los análisis químicos del suelo incluyeron: NO₃⁻, NH₄⁺, CT (carbono total), PT, humedad del suelo, pH en pasta, granulometría, MO, CO₃⁼ y biomasa vegetal sobre el suelo.

Experiencias de laboratorio. Se realizaron dos experiencias de laboratorio para conocer por un lado la descomposición de las plantas sumergidas en al inundación (A) y para conocer la biomasa (clorofila 'a') y sucesión de los microorganismos productores bajo condiciones controladas de temperatura y fotoperiodo (B).

Para la experiencia 'A' se utilizó el método de las bolsas de descomposición utilizando el material vegetal, suelo y agua provenientes del mismo sitio y momento en que se realizaron las experiencias en el campo pero con incubadora a 20°C y fotoperiodo de 12/12. Los tratamientos (5 x 3) fueron: L-*m*, L-*a*, ML-*m*, ML-*a*, B-*s/u* con cinco eventos y con 5 días de permanencia del agua en L, 60 días en ML y 120 en B. Se utilizaron frascos de vidrio transparentes de 3 litros con suelo en su base y se sumergieron las bolsas con material vegetal previamente pesado en el agua de inundación, y se pesaban al sacarlas según el cronograma de muestreo, asumiendo que la diferencia de peso del material vegetal correspondía al peso perdido por descomposición.

La experiencia de laboratorio 'B' consistió en determinar la concentración de clorofila 'a' del agua de inundación sobre tres tipos de suelo (3 x 3) según su uso (*a*, *m* y *s/u*) y un control sin suelo, en incubadora bajo condiciones de temperatura y fotoperiodo coincidentes con las condiciones del campo de la experiencia *in situ* (12°C y 10:40 de luz). Para esto se utilizaron frascos de 3 litros con suelo proveniente del mismo sitio y momento de la experiencia de campo, y el agua utilizada para inundar

el suelo fue agua mineral comercial (Villa del Sur) con agregado de NO_3^- para simular la utilizada en la experiencia de campo. Se determinaron además: temperatura, pH, conductividad, OD, turbidez, concentración de NO_3^- y NO_2^- (nitratos y nitritos), PRS, NH_4^+ , polifenoles solubles y MO disuelta.

Resultados. Los suelos de uso agro-ganaderos del sector en estudio han sido utilizados con ese fin desde hace varios años antes del presente estudio, y el tipo, cantidad y frecuencia del agregado de agroquímicos depende del uso del suelo. En el suelo agrícola se agregaba una mezcla de N, P y S una vez por año (entre octubre y noviembre) y se aplicaban los plaguicidas glifosato y MCPA. Desde finales de 2003 hasta el comienzo de los muestreos (junio de 2006) se cultivó soja y raigrás. En el suelo mixto se cultivaban pasturas perennes para el pastoreo de ganado vacuno. El suelo s/u de B presentaba algunas especies de plantas típicas de depresiones.

Los suelos pre-inundación presentaron una granulometría más gruesa (A) en L y levemente más fina (FA) en B. El pH del suelo previo a la inundación en los suelos evaluados fue de moderadamente a ligeramente ácido (L: 5,9; ML y B: 6,2 en ambos); en el suelo post-tratamiento de ML y B se registró un pH muy similar al valor pre-tratamiento. El %MO fue muy elevado en todos los tratamientos, especialmente en B-s/u y los *m*; luego de la inundación disminuyó en todos los tratamientos. La mayor biomasa vegetal sobre el suelo se registró en L-*a*, luego B y L-*m*, y ML-*a* fue el sitio con menor biomasa vegetal.

En el agua de inundación el OD disminuyó durante los primeros días (desde aproximadamente un 40% al inicio hasta un 19,5% OD al día 5) y aumentó a partir del día 15 hasta el 45 en ML, y en B hasta el día 30, y disminuyó a los 60 días pero con un valor mayor al del 'agua origen' (agua antes de estar en contacto con el suelo) en ML (ML-*m*: 81%; ML-*a*: 76%) pero inferior al agua origen en B (22%). El pH del agua mostró una dinámica similar a la del OD, disminuyó durante los primeros 3 días de la inundación y aumentó hacia los 45 días en ML y hasta los 30 días en B; desde ahí disminuyó pero con valores superiores a la neutralidad en ML (7,3) pero menores a la neutralidad en B (6,3). El potencial redox (Eh) también mostró un comportamiento similar al del OD y pH, disminuyó en general durante los primeros 5 días (L-*m*: 82; L-*a*: 2), aumentó a los 45 días en ML y a los 30 días en B aunque más en el primero; y finalmente disminuyó a los 60 días pero más acentuadamente en B (ML: 176 y B: 22). La tendencia de la MOD (MO disuelta) en el agua fue de aumentar con el tiempo de inundación en todos los tratamientos, mientras que la MOP (MO particulada) aumentó el día 5 en L, a los 45 días en ML y a los 60 días en B.

Nitrógeno. La concentración de NH_4^+ del suelo fue marcadamente inferior a la de NO_3^- antes, durante y después de la inundación, y se registró una disminución en todos los suelos post-inundación. En el agua de inundación el NO_3^- aumentó marcadamente en todos los tratamientos en el inicio de la inundación (aumentó un 30% en L, 60% en ML, 54% en B), en L aumentó hasta el día 3 y luego disminuyó hasta el quinto día, con valores inferiores a los del primer día (69% del valor inicial en L-*m* y 33% en L-*a*) y no hubo diferencias entre *a* y *m*; en ML el NO_3^- disminuyó marcadamente desde los 15 hasta los 45 días y aumentó al final de la inundación, con valores similares entre *a* y *m*; en B disminuyó un 34% a los 30 días y aumentó marcadamente a los 60 días (más de 2 veces el valor pre-inundación). Los niveles de NH_4^+ del agua fueron, en todos los suelos, dos órdenes de magnitud inferiores a los de NO_3^- , pero con un comportamiento opuesto al del NO_3^- en L, y similar en ML y B. Teniendo en cuenta el NO_3^- , se registró una mayor concentración de NO_3^- del suelo post-tratamiento en todos los tratamientos comparado con el pre-tratamiento, destacándose el aumento en L y B, mientras que fue bajo en ML.

Fósforo. La concentración de PT del suelo pre-inundación fue similar en todos los suelos excepto en ML-*a* que fue marcadamente menor (ML-*a*: 451 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$; rango para

el resto: 679 - 778 $\mu\text{g.g}^{-1}$). Con la inundación la concentración inicial disminuyó en todos los suelos, sufrió modificaciones menos marcadas durante la inundación, y registra valores post-inundación inferiores con respecto a los pre-inundación en todos los suelos excepto en ML-*a* donde aumentó un 10% (disminuyó un 4% en L-*m*; 30% en L-*a*, 45% en ML-*m* y un 13% en B). En el agua, el PT aumentó un día después de la inundación, en todos los tipos de suelo y los valores de *m* fueron significativamente mayores a los de *a* (promedios: L-*m* y ML-*m*: 249 $\mu\text{g.l}^{-1}$; L-*a* y ML-*a*: 160 $\mu\text{g.l}^{-1}$) y los de *m* similares al de B. Durante la inundación se registraron los menores valores en L y similares a los registrados en ML hasta el día 15 pero que aumentaron un orden de magnitud a los 30 días y disminuyeron hacia el final de la inundación pero con valores superiores a los iniciales. En B, el PT aumentó marcadamente hasta los 60 días. Los valores en L-*m* fueron significativamente mayores a los de L-*a*, y no hubo diferencias entre ML-*a* y ML-*m*. Un día después de la inundación el PRS aumentó marcadamente en todos los tratamientos; su representatividad fue más importante durante los primeros 5 días y disminuye marcadamente a partir de los 15 días y el PT está representado casi exclusivamente por las formas orgánicas de P.

Microorganismos. Productores del agua libre. Se registraron en total 91 especies distribuidas en: 46% clorofitas, 30% diatomeas, 20% cianobacterias, 3% euglenofitas y 1% criptofitas. En L se registraron solo los primeros tres grupos algales mencionados anteriormente y también las menores abundancias y concentración de clorofila 'a', sin embargo, la riqueza específica fue intermedia entre ML y B (ML: 66 especies; L: 57 y B: 52); en L la riqueza específica mostró diferencias entre *a* y *m*. En ML se registraron todos los grupos algales mencionados arriba, la abundancia alcanzó los valores más altos principalmente entre los 15 y 30 días, a partir de los cuales disminuyeron hasta el final de la inundación, también fue el sitio donde se registraron los mayores valores de clorofila 'a'; ML-*m* registró valores significativamente mayores a ML-*a*, la riqueza alcanzó los máximos valores a los 15 días y desde allí mantuvo valores similares o aún mayores. En B se encontraron todos los grupos mencionados antes excepto el de las criptofitas, tanto la densidad algal como la riqueza y concentración de clorofila 'a' aumentaron hacia los 60 días pero con valores inferiores a los de ML. Tanto en L como en ML las clorofitas fueron dominantes durante la inundación, (formas filamentosas y cocales), las cianobacterias co-dominaron en estadios iniciales de la sucesión y las diatomeas en estadios finales. En B no hubo un grupo dominante durante la inundación, las clorofitas fueron importantes en el inicio, las cianobacterias en estadios intermedios y las diatomeas en el final. En ML y B se encontraron asociaciones entre algunas especies o grupos de algas.

Consumidores del agua libre. Se registraron en total 47 especies distribuidas en: 42% rotíferos, 40% ciliados, 11% amebas testáceas, 6% crustáceos (4% cladóceros y 2% copépodos) y 1% de otros grupos (ostrácodos, nematodos, ácaros, colémbolos y larvas de insectos de las familias Ephydriidae y Chironomidae). La menor riqueza específica se registró en L (9 especies) incluso sin especies en algunos eventos, también la abundancia fue la menor durante la inundación; en ML la riqueza (43 especies durante toda la inundación) y abundancia aumentaron hacia el final de la inundación pero a menor velocidad que en B; en B tanto la abundancia como la riqueza aumentaron hacia el final (25 especies totales) y un 84% de las especies registradas en B también estuvieron presentes en ML. En L las especies registradas no tuvieron continuidad en el tiempo, los ciliados y rotíferos fueron los grupos dominantes en los momentos de mayor abundancia y también se registraron otros grupos minoritarios, con especies bacterívoras y filtradoras; en ML los rotíferos fueron el grupo dominante en abundancia y siguieron los ciliados, y los hábitos alimenticios fueron muy diversos durante la inundación; en B dominaron los rotíferos al final de la

inundación y los ciliados fueron importantes durante todo el periodo, y también fueron variados los hábitos alimenticios.

Perifiton. Se registraron 90 especies que incluían 71% de la cenobiosis del fito-epifiton y 29% del zoo-epifiton. Dentro del fito-epifiton las diatomeas fueron las más abundantes, luego las clorofitas y menos importantes las cianobacterias, y otros grupos minoritarios. Del zoo-epifiton, los rotíferos fueron los mejor representados, luego los ciliados y amebas testáceas, y otros grupos minoritarios. En todos los tratamientos la riqueza aumentó en el tiempo. En L se registró la menor riqueza específica total (9 especies) y también escasa diversidad de hábitos alimenticios; en ML se registró la mayor riqueza específica total (69 especies) y también gran diversidad de hábitos alimenticios, la concentración de clorofila 'a' fue máxima a los 15 días y disminuyó hasta el final de la inundación, en ML-*m* fue siempre mayor a la de ML-*a*; en B la riqueza fue intermedia (42 especies) pero la concentración de clorofila 'a' aumentó hacia el final de la inundación llegando a valores muy superiores a los máximos en ML.

Experiencia de laboratorio 'A': Descomposición de las plantas sumergidas en la inundación. La mayor tasa de descomposición del material vegetal sumergido se registró el primer día de inundación (promedio de todos los tratamientos: 16% de pérdida de material vegetal el primer día) y a los 5 días un 23% del peso se perdió por descomposición. En ML-*m* se registró a los 15 días menos de un 60% del peso original mientras que en ML-*a* un 77%; a los 60 días la pérdida fue de un 50% en ambos tipos de suelo. En B se registró a los 30 días un 83% del peso original, y disminuyó a similar tasa durante el resto de los 4 meses para finalizar con un 21% del peso original a los 4 meses de haber estado sumergido. La concentración de polifenoles solubles mostró valores unas 13 veces mayores a la registrada en la experiencia *in situ*.

Experiencia de laboratorio 'B': Biomasa (clorofila 'a') y sucesión de microorganismos acuáticos productores sobre suelos inundados bajo condiciones controladas de laboratorio. La concentración de clorofila 'a' (*cl 'a'*) del agua en los 3 tipos de suelos evaluados (*a*, *m* y *s/u*) mostró una tendencia a aumentar durante los 52 días de inundación. La tendencia fue similar en *a* y *m*, aunque en el primero los valores absolutos fueron en casi todos los casos mayores que en el segundo. Los menores valores se registraron en *s/u* para la mayoría de los días. En *a* y *m* la *cl 'a'* fue elevada a los 4 días de la inundación (5,7 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ en *a* y 8,3 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ en *m*), disminuyó hasta el día 18 y aumentó hasta el día 52. El último día, se registraron en ambos suelos los máximos de *cl 'a'* (*a*: 26,4 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$; *m*: 11,9 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$). En *s/u* el valor más bajo se registró a los 4 días (0,8 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$), aumentó levemente a los 9 días y disminuyó suavemente hasta los 18 días, se mantuvo hasta los 30 días y aumentó marcadamente a los 38 días y desde ahí hasta el final se mantuvo con los máximos valores. La DO-440 aumentó hacia el final de la inundación en todos los suelos, la concentración de NO_3^- y NO_2^- alcanzó el máximo a los 14 días y se mantuvieron hasta el final con algunas variaciones; el NH_4^+ aumentó hasta la etapa intermedia de la inundación y disminuyó en la final; el PRS disminuyó hasta los 9 días, aumentó a los 14 y desde ahí se mantuvo hasta los últimos días.

Conclusiones.

Los efectos inmediatos de la inundación son una pérdida muy importante de N y P del suelo que conducen a un aumento importante de las formas de N y P inorgánico en el agua, la descomposición del material orgánico más lábil se produce a la máxima velocidad en este momento y también se registra una marcada disminución del oxígeno disuelto en el suelo y el agua de inundación por la elevada demanda biológica y química, que conducen a un ambiente reductor que condiciona la ocurrencia y velocidad de ciertos procesos.

Una vez producida la inundación, ambos sub-sistemas (suelo y agua) se compensan entre ellos, pero con la inundación de cinco días, el rápido descenso de la columna de agua representa un disturbio adicional y el suelo se seca antes de llegar a un estado estable (control abiótico). Por otro lado, cuando la inundación permanece dos meses, los microorganismos generan un mecanismo de control biótico que es parte de la estabilidad de los sistemas de humedal.

En tiempos breves de inundación las formas solubles del P y N que se presentan en forma inorgánica (P y N extrabióticos), no se modifican significativamente debido a la escasa abundancia de microorganismos productores, pero con inundaciones más prolongadas los organismos participan en el ciclado del P y N de forma clave modificando fuertemente su concentración en el agua y se encuentran principalmente en forma orgánica (P y N intrabióticos).

La transformación de P y N extrabióticos en intrabióticos en estos ambientes reduce efectivamente el riesgo de eutrofización de ambientes aguas abajo, indicando la importante función de filtro de la planicie de inundación en la retención de nutrientes por inmovilización microbiológica.

Una inundación de corta duración produce un aumento muy marcado de nitrato y PRS en el agua por transferencia desde el suelo (1-3 días), pero las condiciones anaeróbicas del suelo que produce la inundación resultan en un activo proceso de desnitrificación, que junto con la infiltración hacia zonas más profundas del perfil, disminuyen marcadamente el nitrato en la columna de agua (4-5 días). Con el paulatino aumento de productores primarios en el agua (a partir de los 15 días), el consumo de nitrato y PRS disminuyen abruptamente la concentración en el agua y la dinámica de estos nutrientes está fuertemente controlada por la presencia de estos organismos durante la inundación. A su vez, el desarrollo de los productores genera un aumento marcado del oxígeno del agua que difunde también al suelo resultando en un aumento de nitrato por nitrificación tanto en el agua como en el suelo. La materia orgánica (tanto la del suelo como la aportada por las plantas sumergidas en la inundación) representa una fuente importante de nitrato y PRS en el agua (15-60 días). Además, hacia el final de la inundación (60 días) son abundantes las especies fijadoras de N, representando otra vía de incorporación de N al sistema.

Tanto los cambios químicos que sufre el suelo como consecuencia de la inundación, como los cambios en la columna de agua están regulados muy fuertemente por la actividad de las comunidades de microorganismos acuáticos y el PRS es el factor determinante de la magnitud de la producción de biomasa algal de las comunidades productoras e indirectamente de la abundancia de consumidores en estos ambientes inundados.

Los efectos de los pulsos de inundación en la Pampa Húmeda pueden ser muy perjudiciales si el agua de inundación se traslada hacia otras áreas, porque representan por un lado, un riesgo de eutrofización para los cuerpos de agua receptores y por otro, la pérdida de fertilidad del suelo inundado, más aún teniendo en cuenta la importancia de la actividad agro-ganadera de la zona. Los efectos pueden amortiguarse si el agua se evapora en el mismo sitio, reincorporando al suelo las sustancias cuando éste vuelve a secarse.

El mayor riesgo de eutrofización se presenta si el agua escurre los primeros días de la inundación, y disminuye si el agua permanece más de 15 días sobre el suelo debido al consumo biológico de los nutrientes; sin embargo, la exportación de nutrientes intrabióticos representa también la pérdida de fertilidad de los suelos y un factor de contaminación a largo plazo para los cuerpos de agua.

Teniendo en cuenta que el rápido escurrimiento del agua en los primeros días de la inundación exporta una gran cantidad de nutrientes desde el suelo hacia el cauce principal del río, cabe resaltar la importancia del efecto de las obras hidráulicas

construidas con el objetivo de drenar rápidamente las zonas inundadas de la cuenca del río Salado, que representa un fuerte disturbio que puede desbalancear los mecanismos de compensación natural del ecosistema al modificar la oferta de nutrientes para los microorganismos así como la disminución de la fertilidad del suelo.

Se concluye que la inundación puede conducir a la pérdida de N y P del suelo e incorporación de grandes cantidades de este nutriente en los cuerpos receptores. La pérdida de nutrientes de suelos agro-ganaderos de la planicie de inundación del río Salado representa la disminución de su aptitud para este uso, además, la pérdida económica para los productores debido al aumento en la aplicación de fertilizante que exige esta disminución de la calidad edáfica, y que a su vez, resulta en una mayor contaminación de las aguas subterráneas, destacando la actual preocupación del sector agropecuario por estos efectos. Para el río, el aumento de N y P por escorrentía representa la eutrofización del sistema durante esta fase, es decir, la degradación de un recurso natural de importancia vital como es el agua dulce.

Abstract

Study of the aquatic succession in waterlogged soils with different usage in the Salado River basin (Buenos Aires province)

INTRODUCTION – Due to the intense agricultural usage of the soil in the floodplain of the Salado River basin (Buenos Aires province) the agrochemicals (composed mainly of P and N) contributed to the soil are quickly transported to the river, by runoff and leaching processes, after the rainy events resulting in the worsening of the water quality at the main basin of the river. The interaction between the floodplain and the main basin is pronounced when slopes are quite low and the area is submitted to frequent floods and water remains throughout an important period of time over soil. The flooding of the soils and the slow superficial runoff results in nutrient translocations between the soil and the water due to physical-chemical and biological processes and the succession of the aquatic organisms. This mobilization of nutrients and other compounds determines the characteristics of the river since it induces changes on the physical-chemical parameters of the water.

The constant floods the Depressed Pampa had suffered throughout time constituted a key element in the structure of the ecosystem and the configuration of its landscape. The ecological role of these floods seems to have become transcendental in the evolution of the ecosystem and the very existence of the system seems to 'depend' on the continuity of these events, for certain attributions of the system will be negatively affected by the absence of such perturbations. The main characteristics that limit the optimum draining at the basin are high recurrence of floods -which are currently of six years approximately-, lack of slope, a drainage net of low development and the deficit and excess hydric conditions.

Recent studies (high waters or flooded period) on the downstream of the Salado River basin, registered values higher to 1 mg.l^{-1} of total phosphorous (TP) and total nitrogen (TN) as well as high concentrations of algae that are indicators of these conditions, highly superior to the ones found in prior situations of low or medium waters, are mainly considered as a result of the contribution from the waterlogged agricultural areas.

The main effects of waterlog are the reduction of oxygen availability and the creation of reducing conditions on the soil, the loss of N through denitrification and the increase of P availability in the flooded water. There is, nevertheless, no record on the changes occurring on

physical-chemical parameters on the water over soil in the basin of the Salado River, which are considered important determinants of the river's characteristics as well as the soil after flood characteristics. Even though livestock farmers and rural population usually recognize the benefic effect of inundation and even of the great ones on the crop and livestock, there is no scientific base to prove it.

Hypothesis. The difference of topography determine differences of frequency, intensity and length of the stages both in waterlogged and draught, as well as the habitat offer for micro and macroorganisms, whereas different land use directly affect the nutrients concentration, and the biological activity will influence the dynamic in nutrients on the environment.

The knowledge of the effects of flood over the soil fertility and the river will allow us to know the answers of both ecosystems facing the disturbances caused by the current land use, and the ones to come with the planned handle and regulation actions of the main basin in a near future.

The general objective of this work was to identify microorganism species (producers and consumers) in the waterlog which occurs from the inundation to the draught in soils with different use and slope, and to learn the main physical-chemical changes, nutrient contempt and organic matter in the water at the different stages of the waterlogged and finally to build conceptual functioning models of these natural systems and their effects over the characteristics of the superficial runoff waters.

MATERIALS & METHODS – *In Situ* experience. The studied site belongs to a sector of the flood plain in the medium basin of the Salado River (Buenos Aires province, 25 de Mayo, Valdés, MC & ML Inchausti School; 60° 32' 53" W and 35° 36' 29" S). Soils of different topography were selected: hill (L), middle-hill (ML) and depression (B), and with different usage: mixed (*m*) and agricultural (*a*) in L and ML, and without usage (*s/u*) in B, resulting in five treatments (L-*m*, L-*a*, ML-*m*, ML-*a*, and B-*s/u*) with three replicates each and a soilless control. The *in situ* experience consisted on flooding a reduced soil area though the use of cylindrical enclosures (0,35 m diameter and 1m high) of transparent PVC closed on the base and open in the superior part.

Based on the calculus of the drying speed of soil taking the topography into account, it was calculated that in L the water would remain 5 days over the soil, 60 days in ML and 120 days in B (though it was finally vaporized at day 60). There were five sampling events (of soil and water) and two in dry soil condition, a previous one and another after the flood. This resulted in daily samplings on L, every 15 days on ML and every 30 days on B. The sampling started on 15/06/2006.

Physical-chemical and biological analyses were carried out on the water and chemical analyses on soil. The physical-chemical analyses included: pH, temperature, alkalinity, turbidity, saline conductivity, OD, Eh, NO₃⁻ (nitrates), NH₄⁺ (ammonium), nitrites, PRS (reactive soluble phosphorous), TP (total P), Chlorophyll 'a', solids on suspension, organic matter (OM), carbonates (CO₃⁼), soluble poliphenols, Na⁺/K⁺. Biological analyses included: qualitative and quantitative analyses of the producer microorganisms of free water through the sedimentation of Uthermöl with the inverted microscope technique, qualitative analysis of the periphyton, and qualitative and quantitative analyses on the consumer microorganisms with a conventional optic microscope. The chemical analyses included: NO₃⁻, NH₄⁺, TC (total carbon), TP, soil wetness, pH in paste, soil texture, OM, CO₃⁼ and vegetal biomass over the soil.

Lab experiences – There were two lab experiences to know the decomposition of waterlog submerged plants (A) and biomass (Chlorophyll 'a') on one side, and the succession of the producer microorganisms under controlled conditions of temperature and photoperiod (B) on the other.

For the 'A' experience the method used was the litter bags decomposition method, using vegetal matter, soil and water coming from the same area and time as in the field experiences. The treatments were the same as applied to the *in situ* experience (5 x 3) and the events were five in each case even in B-*s/u* (120 days). For the soil inundation 3 litre flasks were used with soil in their base, and bags were submerged in the flood water with vegetal matter, these were

removed according to the sampling chronogram, these were dried and weighed, assuming that the difference in weight of vegetal matter results from the weight loss through decomposition. The experience was carried out in incubator.

The 'B' lab experience consisted on the analysis of chlorophyll 'a' of the aquatic microorganisms of flood water over three soil types (3 x 3) with different usage (*a*, *m* and *s/u*) and a soilless control, in incubator under temperature and photoperiod conditions matching the field conditions on the experience *in situ* (12°C and 10:40 of light). 3 litre flasks were used with soil coming from the same area and time as in the field experience, and the utilized water to flood the soil was commercial mineral water (*Villa del Sur*) with NO₃⁻ additives to simulate the one used in the field experience. On top of the chlorophyll 'a' concentration, the following physical-chemical parameters were determined in the water: temperature, pH, conductivity, OD, turbidity, NO₃⁻ y NO₂⁻ (nitrates and nitrites), PRS, NH₄⁺, soluble poliphenols and dissolved MO.

RESULTS – On the soils with agro-livestock usage from the selected area for the present work had been used for those purposes until the beginning of the sample for several years, and the type, quantity and frequency of the added agro-chemical, depends on the usage of the soil. On the agricultural soil from the selected area there was a mix of N, P and S being aggregated once a year (between October and November) and the pesticides glyphosate and MCPA were applied. From the end of 2003 up to the beginning of the sampling (June 2006), soya and 'raigrás' were being sown. In the mixed soil there was livestock grazing and growing of perennial pastures. In the soil without usage different species of plants were found, some typical of such depressions, since this type of soil matched the pothole topography.

The pre-flooded soil texture was of a bigger particle size in L (FA) and of slightly smaller in B. The soil pH prior to the flood of soils was moderately to slightly acid (L: 5,9; ML and B: 6,2 in both); in the post-treatment soil two months after inundation a very similar B to the pre-treatment value in ML and B was registered. The different treatments showed a high OM% which was similar amongst them all; it decreased the first few days during the flood – except for L-a –, it did not registered any significant changes during the rest of the flood and it decreased after the flood regarding the pre-flooded value in all treatments. The largest vegetal biomass over the soil was registered in L-a; B and L-m also showed a high concentration, and it was ML-a that registered the less vegetal biomass.

On the water over the soil the OD decreased during the first few days (from near 40% at the beginning til 19,5% of OD on the 5th day) and it showed an increase from the 15th day up to day 45 in ML, and up to day 30 in B, from there on it decreased up to day 60 but with a higher value to the 'origin water' (water before being in contact with soil) in ML (ML-m: 81%; ML-a: 76%) but inferior in B (22%). The water pH showed a similar dynamic to the OD, with an almost neutral value of the origin water, it decreased during the first three days of the flood and increased towards day 45 in ML, and towards day 30 in B; there on it decreased with higher values to the ML neutrality (7,3) but minor to B neutrality (6,3). The redox potential (Eh) also showed a similar behaviour to the OD and the pH, it generally decreased during the first five days (L-m: 82; L-a: 2), it increased at day 45 in ML and at day 30 in B though it did so even more in the former; and finally at day 60 it decreased more pronouncedly in B (ML: 176; B: 22). The DOM tendency (dissolved OM) in the water increased with flood time in all treatments, whereas the POM (Particulated OM) increased at day 5 in L, at day 45 in ML and at day 60 in B.

Nitrogen – The highest NTS values (NT of solid stage) from the soil before the flood were found in L and in ML the lowest (L-m: 3.616 µg.g⁻¹; L-a: 1.814 µg.g⁻¹; ML-a: 1.294 µg.g⁻¹; ML-m: 2.361 µg.g⁻¹; B: 2.352 µg.g⁻¹). During the flood period the NTS remarkably decreased the first 4-5 days and a significantly inferior value was registered towards day 5 regarding pre-flooded values (L-m: 38% of the pre-flooded value; L-a: 49%; ML-m: 53%; ML-a: 93%; B-s/u: 53%). The pre-flooded edaphic NO₃⁻ (dissolved) was considerably superior in B (2.260 µg.g⁻¹); L and ML represented only a 19% of the former, with very similar values amongst them. The post-flooded edaphic NO₃⁻ increased in the 5 day inundation (three times in L-m; five times in L-

a) as much as in the 60 day one but poorly in ML and remarkably in B (ML-*m* increased a 6% and ML-*a* a 25%; in B exceeded the maximum limit of analytic detection). The edaphic NH_4^+ was significantly inferior to the NO_3^- before, during and after the flood and a decrease was registered in all types of soil. In the flood water the NO_3^- remarkably increased in all kinds of soil the first few days of flood (it increased 30% in L, 60% in ML, 64% in B), in L it increased up to day 3 decreasing towards day 5, with inferior values than the first day of flood, (69% of initial value in L-*m* and 33% in L-*a*) with very similar values between *a* and *m*; in ML a very important decrease was registered from day 15 until day 45 increasing towards the end of the flood, with very similar values between *a* and *m*; in B it decreased 34% towards the 30th day but decreasing remarkably at day 60 (over two times the pre-flooded value). The NH_4^+ levels on water were, in all soils, two orders of magnitude inferior to the ones in NO_3^- , though it showed an opposite behaviour to the NO_3^- in L, but a similar one in ML and B. Taking into account that the NO_3^- in the post-treatment soil the NO_3^- concentration was bigger than the one in the pre-treatment soil, with more emphasis in L and B soils, and lower in ML.

Phosphorous – The edaphic TP concentration was approximately similar in all types of soil except in ML-*a* in which case was remarkably minor (ML-*a* $451 \mu\text{g.g}^{-1}$; range for the rest of soils: $679 - 778 \mu\text{g.g}^{-1}$). With the flood the initial concentration decreased in all types of soil (a 23% in L-*m*, 37% en L-*a*, 49% in ML-*m*, 10% in ML-*a*, y 13% in B-*s/u*); with less significant modifications during the waterlog, and registering inferior post-flooded values compared to the pre-flooded ones in all soils but in ML-*a* where it increased a 10% (4% decrease in L-*m*; 30% in L-*a*; 45% in ML-*m*; 13% in B). In the water TP increased one day after the flood, in all types of soil and the *m* values were significantly higher to the ones in *a* (average: L-*m* and ML-*m*: $249 \mu\text{g.l}^{-1}$; L-*a* y ML-*a*: $160 \mu\text{g.l}^{-1}$) and the ones in *m* similar to the B ones. During the flood the lowest values were found in L, which were similar to the ones in ML up to day 15, though increased an order of magnitude towards the 30th day decreasing towards the end of the flood though with higher values compared to the initial ones. In B the TP increased exponentially up to day 60. The values in L-*a* were significantly higher to the L-*m* ones (t test, $p < 0,01$ n: 15). The higher PT proportion was represented by the PRS during the first 5 days and by organic forms of dissolved and particulated P from day 15 onwards.

Microorganisms - Producers of the free-water - A total of 91 species was registered divided into: 46% chlorophyta, 30% diatoms, 20% Cyanobacteria, 3% Euglenophyta and 1% Cryptophyta. Only the first three algae groups were found in L, as well as the minor abundance and concentration of chlorophyll 'a', though the specific richness was intermediate between ML and B (ML: 66 species; L: 57; B: 52); in this site the specific richness showed differences between *a* and *m*. All of the algae groups previously mentioned were found in ML, the abundance reached its highest levels mainly between days 15 and 30, from where it showed a decline until the end of the flood, it was also the site where the highest values of chlorophyll 'a' concentration were registered; ML-*m* registered significantly higher values to ML-*a*, the richness reached very high values up to the 15th day remaining afterwards on similar or even higher values. All groups but the cryptophyta were found in B, the algae density, the richness and chlorophyll 'a' concentration increased towards day 60 always with inferior values to ML. In both L and ML the green-algae were dominant during the flood, (filamentous and coccoid forms), the cyanobacteria co-dominated at the initial stages of succession and diatoms at the final ones. There was no dominant group during the flood in B, green-algae were important at the beginning, cyanobacteria at the intermediate phase and diatoms towards the end. Associations among some species or algae groups were found in ML and B.

Consumers of the free-water - A total of 47 species were registered divided into: 42% rotifers, 40% ciliates, 11% testacean amoebida and 6% crustaceans (4% cladocers y 2% copepods), and 1% of other groups (ostracods, nematods, acari, collembols and insect larva of the Ephydriidae y Chironomidae families). The minor specific richness (9 species) was registered in L, in some events no species were found at all, the abundance of consumers was the lowest during 5 days of flood; in ML the richness (43 species during the flood) and abundance

increased towards the finishing stage though at a minor speed than in B; in B both, the abundance and richness, increased towards the end of the flood period reaching higher values at this stage than in ML (a total of 25 species) and 84% of these species in B were also present in ML. In L the registered species did not have continuity over time, the ciliates and rotifers were the dominant groups at the moment of utmost abundance, though there were other groups registered, with bacterivorous and filtering species; in ML rotifers were the dominant group of abundance, ciliates followed, and eating habits were quite diverse during the flood; the rotifers dominated towards the end of the flood in B, and ciliates were important throughout the whole period, eating habits were quite diverse as well in this case.

Periphyton. 90 species were registered including 71% of the phyto-epiphyton cenobiosis and 29% of the zoo-epiphyton one. In the fito-epiphiton the diatoms were the most abundant and cyanobacteria followed, there were also some other minority groups. From the zoo-epiphyton, the rotifers were the best represented, followed by the ciliates and the testacean amoebida, some other minority groups were also found. In all treatments the richness increased over time. In L the total specific richness was registered as the lowest (9 species) showing also a scarce diversity of eating habits; in ML it was the highest total specific richness that was registered (69 species) as well as a great diversity of eating habits, the chlorophyll 'a' concentration was the highest on day 15 decreasing to extremely low values towards the final stage; the chlorophyll 'a' concentration on periphyton in ML-*m* was always higher than in ML-*a*; the richness was intermediate in B (42 species) though the chlorophyll 'a' concentration increased towards the end of the flood reaching highly superior levels compared to the ML maximum.

Lab experience ('A'). Decomposition of waterlog submerged plants. The biggest decomposition of vegetal matter was registered on the first day of flood (average amongst all treatments: 16% of vegetal loss on the first day) and towards day 5 around a 25% of weight by decomposition was lost. In ML-*m* towards day 15 less than 60% of the original weight was registered, while it was 77% in ML-*a*; at day 60 50% of the original vegetal matter was registered in both types of soil. In B 83% of the original weight was registered up to the 30th day, decreasing at a similar rate for the resting four months to finish with 21% of the original weight. The soluble poliphenols concentration sowed values 13 times higher than the ones in the *in situ* experience.

Lab experience ('B'). Biomass (chlorophyll 'a') and succession of aquatic producer microorganisms over flooded soils under controlled lab conditions. The Chlorophyll 'a' concentration (*chl 'a'*) in the water in the three types of soil (*a*, *m* and *s/u*) showed an increasing tendency during the 52 days of flood. The tendency was similar between *a* and *m*, though in the former the absolute values were practically in all cases higher than in the latter. The lower values were registered in the *s/u* treatment for the majority of days. In *a* and *m* the *chl 'a'* was increased on the 4th day (*a*: 5,7 µg.l⁻¹; *m*: 8,3 µg.l⁻¹), decreasing up to day 18 and increasing up to day 52. It was in the last day that the highest *chl 'a'* were registered (*a*: 26,4 µg.l⁻¹; *m*: 11,9µg.l⁻¹). In *s/u* the lowest *chl 'a'* was found up to the 4th day of flood (0,8 µg.l⁻¹), slightly increasing up to day 9 and slowly decreasing up to day 18, remaining like this up to day 30 and remarkably increasing on day 38. There onwards it remained with the highest values for the whole period. The DO-440 increased towards the end of the flood in all soils, the NO₃⁻ and NO₂⁻ reached the highest concentrations from day 14 and remained after it with slight variations; the NH₄⁺ increased up to the intermediate stage of the flood decreasing towards the end; the PRS decreased up to day 9 increasing up to day 14 and remained that way towards the final days of flood.

CONCLUSION – The immediate effects of flood are a quite important loss of edaphic N and P which leads to an important increase in the inorganic P and N forms in the water; the decomposition of the most labile organic matter is produced at a speed which is the highest at this moment and the biological and chemical oxygen demand also increase, leading to a remarkable decrease of dissolved oxygen in both soil and flood water, generating a reducer environment which conditions the occurrence and speed of certain processes in the environment.

Once the flood had produced, both sub-systems (soil and water) compensate between them, but with the five days flood, the rapid decline of the water column represents an additional disturbance and the soil dries before reaching a steady state (abiotic control). On the other side, when the flood remains for two months, microorganisms generate a control mechanism that is part of the stability of the wetland systems.

In brief times of flood the soluble forms of P and N presented in inorganic form (extrabiotic P and N), are not significantly modified due to the scarce producers abundance, when flooding is longer, the organisms participate in the P and N cycling as a key factor and strongly modify its concentration in the water and are majorly found in organic forms (intrabiotic P and N).

The transformation of extrabiotic P and N into intrabiotic P and N in these environments effectively reduces the risk of downstream eutrophication, indicating the important filtering function, which represents the floodplain in the retention of P and N through microbiological immobilization.

A short lasting flood produces a quite remarkable increase of nitrate and SRP in the water by transference from the soil (1-3 days), but the anaerobic conditions of the soil produced by flood, results in an active process of denitrification, which added to the vertical movement of nitrate towards the deepest areas of the profile result in a remarkable decrease of nitrate in the water column (4-5 days). With the gradual increase of primary producers in water (after two weeks) levels of nitrate and SRP abruptly decrease by their consume, and the dynamics of this nutrient in the water is completely controlled by its presence until the end of the flood. At the same time the development of this community generates an increase of the oxygen level on water, which spreads on soil as well and leads to an increase of nitrate in both water and soil. Moreover, towards the end of the flood there are abundant N fixing species producing and important increase of nitrate in water. The amount of organic matter (the one on the soil and one the provided by the vegetal detritus that remained submerged in the flood) represents an important source of nitrate and SRP in water (15-60 days). Until the end of the flooding period (60 days) the N fixing species are abundant resulting in another source of N into the system.

Both, the chemical changes soil suffers as a consequence of flood and the changes in the water column are strongly regulated by the activity of the aquatic microorganism communities and the SRP is a crucial factor on both, the magnitude of algal biomass production of producer communities and indirectly on the consumers' abundance.

The effects of the flood pulses in the Dumped Pampa can have strong damaging effects if the floodwater is driven to other areas, since these represent a risk of eutrophication for the receptive waters and a loss of fertility in flooded soil, even more taking into account the agro-livestock activity in the area. The effects can be buffered if water evaporates in the same site, reincorporating water substances into the soil when it returns to its dry phase.

The highest eutrophication risk appears if the floodwater is drained the first few days of flood, and the risk falls when water remains over the soil more than fifteen days because of the biological consume of nutrients; nevertheless, the output of nutrients in intrabiotic forms also represents a loss of fertility in soils and a contaminant factor for water bodies in the long run.

Taking into account that a fast run off in the first few days after the flood outputs a vast quantity of nutrients from the soil into the main basin of the river, it is significant to highlight the importance of the effects of hydraulic works to rapidly drain the flooded areas at the basin of the Salado River, which represents a strong disturbance that can unbalance the natural compensation mechanisms of the ecosystem by modifying the supply of nutrients for microorganisms as well as the decline in soil fertility.

It is concluded that flood can lead to a loss of P and N on soils, and to an incorporation of great quantities of this nutrient in the receptive water bodies downstream. The nutrient loss of agro-livestock soils in the floodplain of the Salado River represents the decline of its aptitude for agro-livestock usage, moreover the producers' economic loss due to the increase of applied fertilizers demanded by this edaphic quality decrease, which in turn results in a larger

contamination of subterranean waters, highlighting the current concern from the agricultural sector on these effects. On the river, the increase of N and P by runoff represents the system's eutrophication in that phase, in other words, the degradation of a natural resource of such vital importance as freshwater is.

Glosario

- B: bajo (topografía)
- Concentración inicial: concentración en el agua un día después de la inundación.
- Concentración final: concentración en el agua el último día de la inundación.
- DO: densidad óptica.
- DS: Desviación estándar (por sus siglas en inglés).
- h: altura hidrométrica.
- Humedal:
- Es un ecosistema que depende en una inundación o saturación superficial constante o recurrente y la presencia de rasgos físicos, químicos y biológicos que reflejen esas condiciones (Comité para la Caracterización de Humedales, Ciencia del Agua y Tecnología, Academia Nacional de Ciencias de EEUU).
- Según la Convención de Ramsar 8art.1) modificada según el Protocolo de París en 1982, son humedales las extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros. Según Mitsch & Gosselink (2007), los humedales son ecosistemas que se encuentran generalmente en la interfase entre el ecosistema terrestre y acuáticos, y combinan atributos de ambos pero no pertenece a ninguno de los dos. Ellos sirven como fuente, sumideros y transformadores de nutrientes, mientras que los sistemas acuáticos profundos son generalmente, sumideros, los ecosistemas terrestres son usualmente fuentes. Los humedales están dentro de los ecosistemas más productivos del planeta, comparados con los ecosistemas acuáticos y terrestres que los rodean, aunque no todos los humedales son altamente productivos. Estos sistemas tienen propiedades emergentes que no se presentan en los sistemas acuático y terrestre.
 - Cowardin, L. M., V. Carter, F. C. Golet, E. T. LaRoe. 1979. Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States. U. S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C. Jamestown, ND: Northern Prairie Wildlife Research Center Home Page. Online en: <http://www.npwrc.usgs.gov/resource/1998/classwet/classwet.htm> (Version 04DEC98).

In general terms, wetlands are lands where saturation with water is the dominant factor determining the nature of soil development and the types of plant and animal communities living in the soil and on its surface. The single feature that most wetlands share is soil or substrate that is at least periodically saturated with or covered by water. The water creates severe physiological problems for all plants and animals except those that are adapted for life in water or in saturated soil.

WETLANDS are lands transitional between terrestrial and aquatic systems where the water table is usually at or near the surface or the land is covered by shallow water.

Wetlands have at least one of the following attributes: (1) at least periodically, the land supports pre dominantly hydrophytes; (2) the substrate is predominantly undrained hydric soil; and (3) the substrate is non-soil and is saturated with water or covered by shallow water at some time during the growing season of each year.
- Neiff, et al 1994 (Neiff, J.J., M.H. Iriondo y R. Carignan. 1994 . Large Tropical South American Wetlands: An Overview. Proc. of the Internat. Workshop on the Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones: 156-165. Washington Seattle, USA). De http://www.neiff.com.ar/index2.php?option=com_content&view=article&id=46&Itemid=2

Los humedales son sistemas de extensión sub-regional en donde la presencia espacial y temporal de una cubierta de agua variable produce flujos biogeoquímicos característicos, suelos de marcado hidromorfismo, y una biota con una estructura y dinámica que están bien adaptadas a un amplio rango de variabilidad en la disponibilidad de agua. Ellos pueden considerarse macrosistemas con una complejidad en aumento con variabilidad hidrosedimentológica y de extensión geográfica.

- L-a: Loma de uso agrícola.
- L-m: Loma de uso mixto.
- Mixto: uso del suelo ganadero y también al uso agrícola para el cultivo de pasturas para alimentación del ganado con aplicación de fertilizantes.
- ML-a: Media loma de uso agrícola.
- ML-m: Media loma de uso mixto.
- MO: materia orgánica.
- ns: diferencia estadísticamente no significativa.
- NTS: Nitrógeno total de la fase sólida del suelo. Por otro lado está el N de la fase líquida, que corresponde a las formas solubles de N (nitrato y amonio) disueltas en el líquido intersticial del suelo.
- Pre-tratamiento (o pre-inundación): condición del suelo previa a la inundación.
- Post-tratamiento (o post-inundación): condición del suelo posterior a la inundación.
- s: diferencia estadísticamente significativa.
- s/u: sin uso (uso del suelo).
- Tratamiento: inundación.

Agradecimientos

- A mis directores los doctores Néstor A. Gabellone y Lía C. Solari que a través de los años realizaron un aporte muy importante a mi formación, con sus comentarios críticas y sugerencias, por su disposición en todo momento no solo académica sino también económica para el desarrollo de esta investigación, por su predisposición en la realización de los muestreos y análisis de muestras en laboratorio, y por su importantísimo apoyo y educación en todo momento en la interpretación y redacción de este trabajo.
- A la Dra. María C. Claps que no sólo me instruyó en la determinación biológica del zooplancton, sino también en el análisis de algunas muestras y siempre se mostró disponible en la ayuda que necesité incluso sin solicitarla.
- A la Dra. Gabriela Küppers que me ayudó incansablemente en la determinación de los ciliados.
- A la Dra. María Adela Casco por su predisposición y asesoramiento en la identificación de las algas perifíticas.
- A los profesores Jorge Jiménez y Martín Hurtado del Instituto de Geomorfología y Suelos por su predisposición en las reiteradas consultas realizadas durante el desarrollo de este trabajo.
- A los directivos, profesores y profesionales que trabajan en la escuela MC & ML Inchausti: Director Dr. Veterinario Ricardo Cabassi, Vicedirector Ing. Héctor Pérez, Ing. Carlos Masci, Ing. Carlos Becchi, Ing. Valeria Ruquet, y al personal de la escuela, que me permitieron alojarme durante la realización de los muestreos en los campos de la escuela y que siempre ofrecieron su ayuda en todo lo requerido
- A mis compañeros de trabajo: Hernán Benítez, María Elisa Bazzuri, Martín Ardohain y Gonzalo Ruiz, que me ayudaron en la realización de los muestreos y análisis de muestras en laboratorio.
- Al CONICET por otorgarme la beca para la realización de este trabajo de tesis.
- A mi familia y amigos que siempre me alentaron en este deseo y que desinteresadamente siempre me brindaron todo su apoyo, colaboración y afecto.
- A los jurados de tesis por sus valiosos comentarios que ayudaron a mejorar el trabajo de tesis doctoral.

CAPÍTULO I: INTRODUCCIÓN

Debido a la importancia del agua dulce en la vida del hombre, el estudio ecológico de los ríos y cuerpos de agua asociados cobró importancia desde la década del '60. Adquieren aún mayor relevancia aquellos ríos de llanura donde la actividad agropecuaria está muy desarrollada. Este es el caso de la cuenca del río Salado de la provincia de Buenos Aires, que en términos agropecuarios, tiene una gran importancia en el país.

En un agrosistema, el suelo es el factor determinante de la sustentabilidad. Sin un suelo saludable no se puede tener una producción sostenible (Quirós *et al*, 2006). El término ecosistema saludable está muy vinculado a la sustentabilidad, y para esto el sistema debe mantener su nivel metabólico, estructura y organización interna y debe ser resiliente al estrés externo en una escala de tiempo y espacio que sean relevantes para el sistema (Costanza & Mageau, 1999).

En la cuenca de los ríos de llanura, es característico el desarrollo de una intensa actividad agropecuaria, debido a que gran parte del año el valle aluvial presenta una humedad óptima para el desarrollo de los cultivos, y son por esta causa los ríos más afectados por esa actividad. En estas cuencas agropecuarias, los aportes de fertilizantes (principalmente compuestos de P y N), plaguicidas y partículas son importantes (Schulz *et al*, 2001; Svendsen & Kronvang, 1993; Quirós *et al*, 2006). En estudios recientes en el río Salado (Gabellone *et al*, 2005), así como en otras cuencas de distintos lugares del mundo (Escocia: Edwards *et al*, 2000; Reino Unido: May *et al*, 2001; Vankijk *et al*, 1994; China: Pieterse *et al*, 2003; USA: Carpenter *et al*, 1998; mundial: Caraco, 1995), se confirmó la relación entre el uso del suelo y la concentración de nutrientes, debido a aportes difusos por parte de las zonas agrícolas, principalmente en su cuenca superior de ese río (Gabellone *et al*, 2003). A nivel mundial, el aumento de la producción agrícola se duplicó desde la década de los '60 conduciendo a un aumento de casi 7 veces la fertilización con N y de casi 3,5 la fertilización con P (Tilman, 1999). En Argentina, la carga de nutrientes aumentó notablemente desde la década de los 90, debido principalmente al rápido crecimiento poblacional, y por consiguiente a la agricultura y fertilización. La eutrofización antrópica es de interés social porque estimula la producción algal en el cuerpo de agua y la acumulación de

biomasa, pudiendo provocar eventos de anoxia y mortalidad de peces y fauna en general. El análisis regional indica que el grado de eutrofización de los cuerpos de agua en la cuenca es alto, aunque con posibilidades de autodepuración; esto último relacionado a las fases periódicas de inundación, siempre que el agua aportada por la escorrentía superficial no contenga elevadas concentraciones de fósforo (P) que superen la posibilidad de autodepuración de los sistemas naturales (Neschuk *et al*, 2000; Neschuk, 2001).

El curso principal de los ríos de llanura tiene como característica particular presentar una interrelación con su llanura de inundación y con los ambientes lénticos vinculados a él. Se ha demostrado que los intercambios entre estos ambientes y el cauce son importantes, produciendo un enriquecimiento del plancton lótico, y los cambios que ello represente (Amoros & Bornette, 2002; Vázquez *et al*, 2007). En estudios de la interacción de los grandes ríos con su valle aluvial se identificaron en el río efectos importantes como la disminución del oxígeno disuelto (OD) (Hamilton *et al*, 1997), aportes de especies de cuerpos lóticos secundarios y lénticos, aportes de materia orgánica, etc. (Hamilton *op. cit.* 1997; García de Emiliani, 1997). En el caso del río Salado, aún cuando las áreas inundadas no corresponden geomorfológicamente a su valle, actuarían a los efectos de su interpretación ecológica de forma similar al litoral expandido y al concepto del pulso de inundación (Junk *et al*, 1989; Junk, 1999). El funcionamiento y la estructura de los ríos aluviales, que son aquellos que evolucionan sobre sus propios sedimentos, están condicionados por sus inundaciones periódicas o pulsos de inundación (Junk *et al*, 1989), actualmente definidos como pulsos hidrosedimentológicos (Neiff, 1990), responsables de los principales procesos que tienen marcada influencia en la estabilidad de los ecosistemas fluviales (Casco *et al*, 2005). Por otro lado, la ocurrencia periódica de flujos horizontales de información (nutrientes, semillas, huevos, etc) señala la fuerte interdependencia de estas dos subunidades funcionales del río -curso y planicie fluvial- (Neiff, 1996). El funcionamiento y estructura de los ríos con amplia planicie de inundación están condicionados por estos pulsos de energía y materiales o pulsos hidrosedimentológicos (Neiff, 1990). Por otro lado, la región ha pasado recientemente de un control principalmente ambiental a otro controlado por factores biofísicos y antropogénicos (Viglizzo *et al*, 2004).

Los niveles de nutrientes en un río pueden aumentar por aplicaciones irracionales de fertilizantes químicos en su llanura de inundación, y el aumento de meteorización y erosión pueden inducir la filtración de los nutrientes desde el suelo, y así aumentar la concentración de nutrientes en el ambiente fluvial. El escurrimiento de nitrógeno desde zonas agropecuarias es una de las principales causas de eutrofización en lagos y reservorios (Nakasone *et al*, 2004). Es común encontrar altos niveles de nitrato en el agua debido a la eluviación desde zonas altas (Nakasone *op. cit.*). El fósforo se transfiere típicamente desde zonas altas hacia zonas más bajas y llega finalmente a los sistemas acuáticos cercanos (Jarvie *et al*, 2002). El aumento de P ha crecido rápidamente en los sistemas acuáticos del mundo como resultado del uso intensivo de fertilizantes y de la demanda de alimentos generada por la explosión demográfica (Harding *et al*, 1999; Reddy & DeLaune, 2008). El pH del suelo inundado influye marcadamente en el equilibrio de muchos nutrientes del suelo por medio del precipitado y disolución de sólidos, la absorción y desorción de iones y la concentración de iones (como Al^{+3} , Fe^{+2} , H_2S y H_2CO_3 y ácidos orgánicos no disociados) (Ponnamperuma, 1972, 1985). Los niveles de nutrientes pueden también depender del clima, geografía y condiciones tectónicas, así como de las actividades antropogénicas (Gabellone, *et al* 2005). Para predecir la transferencia de nutrientes desde los suelos agrícola - ganaderos al cauce se han resaltado como los factores más importantes el tipo de suelo, el régimen de flujo y la escala espacial, que son claves para el desarrollo de medidas de monitoreo y mitigación en el manejo de la transferencia de nutrientes hacia los cuerpos de agua receptores (Jordan *et al*, 2004).

El enriquecimiento de nutrientes en un río produce degradación de la calidad de agua y disturbio del balance de especies y ha sido identificado como un problema creciente en muchos ríos de llanura (Carpenter *et al*, 1998). El transporte fluvial representa el principal pasaje de los sólidos suspendidos y elementos disueltos desde el continente al mar y además tiene influencia en la tasa de producción del fitoplancton (Liu *et al*, 2003). Muchos investigadores resaltan la importancia del estudio de los procesos de transferencia de nutrientes desde zonas altas y antropizadas hacia los sistemas acuáticos cercanos (Reddy & DeLaune, 2008).

En estudios recientes (aguas altas o período de inundación) se registraron, en la cuenca inferior del río Salado, valores superiores a 1mg.l^{-1} de fósforo total (PT) y nitrógeno total (NT) así como también altas concentraciones de cianobacterias filamentosas (Neschuk, 2001) muy superiores a las halladas en situaciones anteriores de aguas bajas o medias (Neschuk *et al*, 2000; Neschuk *et al*, 2002; Solari *et al*, 2002; Gabellone *et al*, 2005), considerados principalmente como aportes de las áreas agrícolas, lo que es consistente con lo hallado en numerosos ríos de llanura (Svendsen *et al*, 1995, 1998).

La cuenca del río Salado se encuentra en la región Pampeana que cubre la región centro-oriental del país y constituye una inmensa planicie de intensa explotación agropecuaria con clima templado y húmedo (INTA, 2006). Las condiciones más húmedas en la segunda mitad del último siglo promovieron la formación de grandes humedales en la llanura pampeana, siguiendo un patrón definido (Iriondo, 2004). Sus características distintivas son por un lado su clima templado-húmedo con una precipitación anual de 900 mm y una temperatura media anual que varía de norte a sur entre 13,8 y 15,9 °C (Plan Maestro Integral Cuenca del Río Salado, 1999). La alternancia de períodos secos y húmedos permitió el desarrollo de ciertas características del suelo que facilitaron la producción agrícola intensiva y la existencia de humedales con alta diversidad, y por otro lado, la escasa pendiente ($0,107\text{ m.km}^{-1}$) y el lento drenaje, que derivan en un notorio impedimento para la evacuación de los derrames superficiales y por ende en un ámbito fácilmente inundable (Auge, 2004).

Los antecedentes históricos son aislados e imprecisos, pero demuestran que la Pampa Deprimida sufrió desde siempre frecuentes inundaciones, cuya recurrencia era de aproximadamente trece años (1884, 1900, 1915, 1919, 1930) (Ameghino, 1884). También existen referencias anteriores considerando los registros del cabildo de Buenos Aires y relatos de la época (Moncault, 2003). Al comenzar la década del '60 se presentó un ciclo seco que iría retrocediendo hasta 1980, momento en el cual se vuelven a reanudar las fuertes inundaciones (1980, 1985, 1993, 2001). En este ciclo, se observa un incremento en la recurrencia de los eventos extremos, registrándose actualmente uno cada seis años aproximadamente, el doble que en el período anterior. Las principales limitantes de esta región son por un lado, la pendiente menor al 1‰ en un área de 6,5 millones de hectáreas; una red de

desagüe muy poco desarrollada, siendo principalmente derrames areales anárquicos sin un sentido claro, y por otro lado, un condicionamiento climático de exceso y déficit hídricos, los cuales se presentan con una recurrencia aproximada de tres a siete años, dependiendo de su intensidad y localidad (Bonfils, 1966; Tricart, 1973; INTA, 1977; Vázquez, 2007).

La cuenca se caracteriza por presentar en forma periódica y frecuente prolongadas inundaciones, situación que se vio agravada en las últimas tres décadas cuando se inició un período más húmedo y un aumento en la frecuencia de los eventos que afectan en forma generalizada la región del Salado con las consecuentes pérdidas de gran magnitud en la producción del sector agropecuario y la infraestructura vial y urbana.

De esta forma, la presencia o ausencia de agua constituye un factor clave en la estructura del ecosistema y es el factor determinante que configura el paisaje característico de esta área (Sala et al, 1981; Barbagallo, 1983; Chaneton *et al* 1988; Paruelo & Sala, 1990; Gabellone *et al*, 2003; Grimoldi *et la* 2005; Chaneton, 2006). Además, la ocurrencia de inundaciones tiene efectos sobre la calidad del suelo, del agua superficial y subterránea y en la distribución y abundancia de la flora y fauna nativa, tanto terrestre como acuática. Esto resultó en una gran riqueza de recursos bióticos dependientes de estos ciclos hidrológicos, lo que le confiere a la cuenca una gran potencialidad económica, productiva o recreativa (Gabellone *et al*, 2003).

La importancia del estudio de la cuenca del río Salado reside además en que su desembocadura se localiza en la Bahía Samborombón, incluida en la lista de sitios Ramsar de importancia internacional (Convención Ramsar).

Al ser la inundación y la sequía, procesos característicos de la Pampa Deprimida, se establece una íntima relación entre los cuerpos de agua de la planicie de inundación (ríos, arroyos, bañados, lagunas) y las zonas utilizadas para la producción agrícola. La evolución de estos suelos con aptitud agrícola-ganadera de la planicie del centro de la provincia de Buenos Aires se ha producido bajo estas condiciones que alternan períodos húmedos con secos (Ameghino, 1884; Gabellone *et al*, 2003; Chaneton, 2006). En periodos de inundación se produce una completa conexión entre los ambientes lóticos y lénticos de la cuenca y la composición y abundancia planctónica en ambos sistemas es similar. En general existe una estrecha asociación entre los ríos y sus ambientes lénticos y se ha comprobado que los intercambios de

organismos, de material disuelto y particulado son importantes entre estos ambientes, actuando como proveedores de nutrientes e inóculos (i.e, semillas, esporas, huevos, larvas, etc) (Hawkes, 1975; Stoyneva, 1994; Köhler, 1994; Gosselain et al., 1994; Reynolds, 1995; Pourriot et al., 1997; Reckendorfer et al, 1999).. El papel ecológico que tienen estas inundaciones parece haber sido trascendental en la evolución de este ecosistema y la propia existencia del sistema parece 'depender' de que ocurran esos eventos, por lo que, ciertos atributos del sistema serán afectados por la ausencia de perturbaciones de este tipo en el caso de la realización de las obras de canalización del río.

Sin embargo, si bien las inundaciones representan un elemento clave para el normal funcionamiento de los ecosistemas, para el sector rural de la cuenca del río Salado los perjuicios son múltiples, (Plan Maestro Integral Cuenca del Río Salado, 1999; López *et al*, 2003).

Se distinguen en la región dos tipos de inundaciones, según su magnitud: las inundaciones 'de corta duración' (menores a un mes), que ocurren anualmente y siguen un patrón estacional, cubren los campos bajos con unos pocos centímetros de agua, sobre todo durante el invierno y la primavera. En este sistema, dichas inundaciones determinan un régimen de perturbación predecible, ligado al relieve y a la profundidad del nivel freático. Por otro lado, las inundaciones 'prolongadas', generalmente con una duración de seis o más meses, aunque son poco frecuentes, cuando ocurren afectan zonas extensas, incluyendo sitios elevados de relieve convexo. Estas inundaciones tienen un intervalo de recurrencia promedio de unos 15 años. Son estas grandes inundaciones las que alteran la actividad ganadera y frecuentemente causan pérdidas considerables de bienes (Chaneton, 2006). Estas inundaciones prolongadas se han agravado en el último ciclo húmedo afectando en forma generalizada a toda la región del Salado (López *et al*, 2003)

Los humedales en general son ecosistemas únicos que no son ni totalmente acuáticos ni terrestres, que se caracterizan por permanecer inundados un período suficientemente prolongado como para promover alteraciones significativas en las propiedades del suelo debido a cambios químicos, físicos y biológicos. Estos ecosistemas como las planicies de inundación, son uno de los más activos biológicamente, y como consecuencia presentan una muy alta productividad primaria (Lindholm & Hessen, 2007). Las algas que se desarrollan en los humedales tienen una función muy

importante en la regulación de los nutrientes en la columna de agua (Novelo & Tavera, 2003; Reddy & DeLaune, 2008). En cada ciclo hidrológico, las algas toman nutrientes de la columna de agua y del suelo, empobreciendo el agua y evitando el establecimiento de una comunidad fitoplanctónica; luego, durante el período de desecación, las algas liberan nutrientes que enriquecen el suelo (Novelo & Tavera, 2003).

El primer efecto de la inundación, es que el agua desplaza el aire de los poros del suelo, y en consecuencia, se reduce la disponibilidad de oxígeno en el suelo (Gilliam *et al*, 1999; Chaneton, 2006). Los organismos aeróbicos usan el oxígeno presente hasta que la concentración es insuficiente para ellos y entonces mueren o permanecen en estado quiescente si sus adaptaciones se lo permiten (Ponnamperuma, 1972). Consecutivamente, se conoce que en suelos inundados se producen pérdidas de nitrógeno por desnitrificación (Tusneem & Patrick, 1971). Con respecto al fósforo, una consecuencia de la inundación es el aumento en la concentración de fósforo reactivo soluble en el agua de inundación (Tusneem y Patrick, *op cit*; Ponnamperuma, *op cit*; Young & Ross, 2001; Shenker *et al*, 2005).

En general, en condiciones anóxicas y en presencia de nitratos, algunos microorganismos utilizan el oxígeno del nitrato para respirar en el proceso de desnitrificación (Ponnamperuma, 1972; Zhang & Scherer, 2002; Venterink *et al*, 2002). En esta desnitrificación, el nitrato es reducido a nitrógeno molecular u óxidos de nitrógeno, que se emiten del suelo a la atmósfera, de forma tal que se pierde nitrógeno del sistema. Este proceso es más significativo si el sistema sufre alternancia de fases de secado y anegamiento (Tusneem & Patrick, 1971). En suelos bien drenados la desnitrificación no es una vía importante de pérdida de nitrógeno pero sí cuando se generan condiciones de alto contenido de agua en el suelo (Sainz Rozas *et al*, 2001, 2004; Venterink *et al*, 2002). Estos eventos se producen después de intensas precipitaciones o en sitios inundables (Alvarez, 2006). El proceso de desnitrificación se da luego de aproximadamente dos semanas de inundación (Tusneem & Patrick, 1971).

La principal diferencia química entre un suelo inundado y uno bien drenado es que el primero se encuentra en un estado reducido, su potencial redox muestra niveles muy bajos, dependiendo del contenido de materia orgánica que haya en el sistema, y contiene las formas iónicas reducidas. La reducción del suelo es una consecuencia de la respiración anaeróbica de las bacterias.

Durante la respiración anaeróbica la materia orgánica se oxida y los componentes del suelo se reducen (Ponnamperuma, 1972; Reddy & DeLaune, 2008).

Uno de los efectos del suelo inundado es que aumenta la disponibilidad de muchos nutrientes, principalmente P, K, Ca, Si y Fe. Aunque si el suelo es muy permeable, los nutrientes se infiltrarán hacia zonas profundas del perfil (De Datta, 1981).

La inundación del suelo muestra además, una disminución del pH en los primeros días, probablemente debido a la acumulación de dióxido de carbono producido por la respiración aeróbica (Ponnamperuma, 1972).

Por otro lado, las diferencias en la posición topográfica en distintos puntos de una planicie, determinarán diferente frecuencia, intensidad y duración de las fases de inundación y de sequía. La oferta de hábitat para micro y macroorganismos también será distinta y puede ser calificada y cuantificada (Casco *et al*, 2005).

Poco se sabe de los procesos con referencia a la sucesión de organismos acuáticos y a las translocaciones de nutrientes entre el suelo y el agua que lo inunda. La transformación de nitrógeno en suelos inundados es un proceso complejo, lo que explica los escasos trabajos que hay en la literatura (Nakasone *et al*, 2004). Es posible que las actividades de fijación de N pueden aumentar en las capas más superficiales del suelo por la elevación de la concentración de CO₂ debido al aumento del crecimiento algal (Cheng *et al*, 2001). También la fotosíntesis algal puede aumentar la concentración de O₂ (Thind & Rowell, 1999), mientras el crecimiento algal puede evitar las pérdidas de N y aumentar su eficiencia como fertilizante (Cheng *et al*, 2001; Novelo y Tavera, 2003). Tampoco hay registro de los cambios que ocurren en parámetros físicos y químicos del agua como pH, oxígeno disuelto, conductividad, turbidez y temperatura. Estos cambios se consideran importantes determinantes tanto de las características del río por los aportes de compuestos de P y N, aportes de compuestos orgánicos disueltos o particulados (Schulz *et al*, 2001, Svendsen & Kronvang, 1993), organismos y disemínulos, disminución de la concentración de oxígeno disuelto (Hamilton *et al*, 1997) como de las características del suelo luego de la inundación.

Los cambios en el suelo están íntimamente ligados a su uso y cómo el manejo afecta sus propiedades de fertilidad es clave para un manejo óptimo (Urricariet & Lavado, 1999).

El presente trabajo representa la primera aproximación al estudio de los efectos de la sucesión a través de sus procesos bióticos y abióticos, sobre las condiciones físico-químicas y biológicas del agua que inunda suelos con distintas características y prácticas agrícolas así como sus consecuencias sobre la fertilidad de los suelos.

El presente trabajo está enmarcado en el estudio ecológico de la cuenca del río Salado, necesario para la correcta gestión de este recurso hídrico de enorme importancia socioeconómica y ecológica para el país.

I.1 HIPÓTESIS GENERAL

El suelo y el agua que lo inunda sufren cambios químicos y físicos relacionados al uso agropecuario del suelo en la cuenca del río Salado, (objetivos 1 y 2).

La interacción entre ambos subsistemas difiere de acuerdo al uso del suelo, la pendiente y la permanencia del agua. Estas diferencias determinan la cantidad y tipo de microorganismos en las diferentes etapas de la “hidrosere” (objetivo 3) así como asociaciones biológicas (objetivo 4). Las diferentes asociaciones de organismos en cada etapa de la sucesión, principalmente los productores, son factores clave en el ciclo de los nutrientes del sistema.

Conociendo el tipo de suelo, su uso, su posición topográfica y el tiempo de anegamiento se podrían establecer los cambios en la disponibilidad de nutrientes en el suelo luego que este se seque (objetivo 5).

Los efectos de la inundación sobre la fertilidad de los suelos y de ésta sobre el río permitirá conocer las respuestas de ambos ecosistemas frente a los disturbios que provoca el uso actual de la tierra y los que ocurrirán con las acciones planificadas de manejo y regulación del cauce principal en un futuro cercano (6).

I.2 OBJETIVOS PROPUESTOS

I.2.a Objetivo General

El objetivo de este trabajo de tesis es el de conocer la interrelación entre la sucesión de microorganismos con la dinámica de las distintas formas de P y N y los efectos del tiempo de permanencia de la columna de agua que inunda alternativamente los suelos con distintas características y prácticas agrícolas y conocer los efectos que dicha inundación pueda tener sobre las características del río y sobre la fertilidad de los suelos.

Finalmente se pretende construir modelos conceptuales del funcionamiento de estos sistemas seminaturales destacando sus efectos sobre las características del agua de escorrentía superficial.

I.2.b Objetivos Específicos

Para cada una de las experiencias realizadas considerando posición topográfica y tipo de uso del suelo, los objetivos son:

1. Conocer los principales cambios físico-químicos del agua en los diferentes estadios de inundación del suelo.
2. Conocer los cambios en contenido de nutrientes y materia orgánica del suelo
3. Identificar las especies de microorganismos (productores y consumidores) que se suceden en la colonización desde el anegamiento a la desecación.
4. Identificar las diferentes asociaciones de organismos durante la sucesión y su relación con los cambios hidrométricos e hidroquímicos del agua sobre el suelo.
5. Determinar los cambios en la disponibilidad de nutrientes en el suelo antes y después de la inundación.
6. Explicar los potenciales efectos de la inundación sobre la fertilidad de los suelos estudiados y sobre el río y construir modelos conceptuales del funcionamiento de estos sistemas seminaturales destacando sus efectos sobre las características del agua de escorrentía superficial.

BIBLIOGRAFÍA

- Alvarez R (2006) Balance de nitrógeno en cultivos de trigo. *INTA- Estación Experimental Agropecuaria Rafaela. Información Técnica de Trigo Campaña 2006* **105**.
- Ameghino F (1884) Las secas y las inundaciones en la provincia de Buenos Aires. 59 pp.
- Amoros C & Bornette G (2002) Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine foodplains. *Freshwater Biology* **47** 761-776.
- Auge M (2004) Regiones Hidrogeográficas - República Argentina y provincias de Bs As, Mendoza y Santa Fé. (En línea) Disponible en: <http://www.gl.fcen.uba.ar/investigacion/grupos/hidrogeologia/auge/Reg-Hidrogeo.pdf>
- Barbagallo, J.F. 1983. Las áreas anegables de la Pampa Deprimida. Un planteo agrohidrológico para su solución. Hidrología de Grandes Llanuras. Actas del coloquio de Olavarría. Abril 1983. II: 787-864.
- Bonfils CG (1966) Rasgos principales de los suelos pampeanos. Instituto de Suelos y Agrotecnia, (INTA), publicación N° 97, Buenos Aires.
- Caraco NF (1995) influence of human population on P transfers to aquatic systems: a regional scale study using large rivers: 235-244. In H. Tiessen (ed.) Phosphorus Cycling in Terrestrial and Freshwater Ecosystems. SCOPE, John Wiley & Sons, New York.
- Carpenter SR, Caraco NF, Correll DL, Howarth RW, Sharpley AN & VH Smith (1998) Nonpoint pollution of surface waters with phosphorous and nitrogen. *Ecol. Appl.* **8** 559-568.
- Casco SL, Neiff M & Neiff JJ (2005) Biodiversidad en ríos del litoral fluvial. Utilidad del software PULSO. *INSUGEO, Miscelánea* **14** 105-120.
- Convención Ramsar. www.ramsar.org.es
- Costanza R & Mageau M (1999). What is a healthy ecosystem? *Aquatic Ecology* **33**: 105-115
- Chaneton EJ, JM Facelli, RJC León, (1988) Floristic changes induced by flooding on grazed and ungrazed lowland grasslands in Argentina. *J Range Manag* **41**:497-501
- Chaneton EJ (2006) Las inundaciones en pastizales pampeanos. Impacto ecológico de las perturbaciones naturales. *Ciencia Hoy* **16** (92), 18-32.

- Cheng W, Inubushi K, Yagi K, Sakai H & Kobayashi K (2001) Effects of elevated carbon dioxide concentration on biological nitrogen fixation, nitrogen mineralization and carbon decomposition in submerged rice soil. *Biol Fertil Soils* **34** 7-13.
- De Datta SK (1981) *Principles and practices of rice production*. John Wiley & Sons, Singapore.
- Edwards AC, Cook I, Smart R & AJ Wade (2000) Concentrations of nitrogen and phosphorus in streams draining the mixed land-use Dee catchment, North-East Scotland. *Applied Ecology* **37** (1), 159-170.
- Gabellone NA, Claps MC, Solari LC & Neschuk NC (2005) Nutrients, conductivity and plankton in a landscape approach to a Pampean saline lowland river (Salado River, Argentina). *Biogeochemistry* **75** 455- 477.
- Gabellone NA, Sarandón R & Claps MC (2003) Caracterización y zonificación ecológica de la Cuenca del Río Salado. En: Inundaciones en la región pampeana Maiola OC, Gabellone NA y Hernández MA (ed), 87-122 pp., EDULP, La Plata.
- García de Emiliani (1997) Effects of water level fluctuations on phytoplankton in a river-floodplain lake system (Paraná River, Argentina). *Hydrobiologia* (357), 1-15.
- Gilliam FS, May JD, Fisher MA & DK Evans (1999) Short-term changes in soil nutrients during wetland creation. *Wetlands Ecology and Management*. **6**: 203- 208.
- Gosselain V, Descy J and E Everbecq (1994) The phytoplankton community of the river Meuse, Belgium: seasonal dynamics (year 1992) and possible incidence of zooplankton grazing. *Hydrobiologia* 289: 179-191.
- Grimoldi AA, Insausti P, Vasellatiand V & Striker GG (2005) Constitutive and plastic root traits and their role in differential tolerance to soil flooding among coexisting species of a lowland grassland. *Int. J. Plant Sci.* 166(5):805-813
- Hamilton SK, Sippel SJ, Calheiros DF & Melack JM (1997) An anoxic event and other biogeochemical effects of the Pantanal Wetland on the Paraguay River. *Limnol.Oceanogr.* **42** (2), 257-272.
- Harding JS, Young RG, Hayes JW, Shearer KA, Stark JD (1999) Changes in agricultural intensity and river health along a river continuum *Freshwater Biology* **42**: 345-357
- Hawkes HA. (1975): River zonation and classification. - In: WHITTON BA. (ed.): River Ecology. Blackwell Sci. Pub., 725 pp.

- INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria) (2006). Proyecto "Apoyar el plan para estudio del impacto del calentamiento global en Latinoamérica como parte del clima y la pobreza rural: incorporación del clima a las estrategias de desarrollo rural" Convenio de Cooperación Técnica IICA-BM. *Informe de avance*. Buenos Aires. En línea: <http://www.inta.gov.ar/ies/docs/otrosdoc/Clima.pdf> (Consulta 21 abril de 2008).
- INTA (1977) La pampa Deprimida. Condiciones de drenaje de sus suelos. Departamento de suelos del INTA, **152** (Serie suelos) 162 pp.
- Iriondo M (2004) Large wetlands of South America: a model for Quaternary humid environments. *Quaternary International* **114** 3-9
- Jordan P, Menary W, Daly K, Kiely G, Morgan G, Byrne P & Moles R (2004) Patterns and processes of phosphorous transfer from Irish grassland soils to rivers: integration of laboratory and catchment studies. *Journal of Hydrology* **304** 20-34.
- Jarvie HP, Neal C, Willams RJ, Neal M, Wickham HD, Hill LK Wade AJ, Warwick A & White J (2002) Phosphorous sources, speciation and dynamics in the lowland eutrophic river Kennet, UK. *Sci. Total Environ.* **282/283** 175- 203.
- Junk WJ (1999) The flood pulse concept of large rivers: learning from the tropics. *Arch. Hydrobiol. Suppl./ Large Rivers* **115/11** (3), 261-280.
- Junk WJ, Bayley PB & Sparks RE (1989) The flood pulse concept in river-floodplain system. In: Dodge D P (ed), pp. 110-127, Can. Spec. Publ. Fish Aquat. Sci.
- Köhler J (1994) Origin and succession of phytoplankton in a river-lake system (Spree, Germany). *Hydrobiologia*, 289: 73-83.
- Lindholm T & Hessen D O (2007) Zooplankton succession on seasonal floodplains: surfing on a wave of food. *Hydrobiologia* **592** 95-104
- Liu S M, Zhang J, Chen H T, Wu Y, Xiong H, and Zhang Z F (2003) Nutrients in the Changjiang and its tributaries. *Biogeochemistry* **62** 1-18.
- López SD, Rodríguez A & Rodríguez M (2003) Modelado hidrológico de la Cuenca del Río Salado, Buenos Aires, Argentina. Implementación de un SIG (Etapa I).
- May L, House WA, Bowes M & J MacEvoy (2001) Seasonal export of phosphorus from a lowland catchment: upper River Cherwell in Oxfordshire, England. *Science of the Total Environment* **269** 117-130.
- Moncaut C (2003) Inundaciones y sequías tienen raíces añejas en la pampa Bonaerense 1576-2001. En: Inundaciones en la región pampeana Maiola OC, Gabellone NA y Hernández MA (ed), 27-47 pp., EDULP, La Plata.

-
- Nakasone H, Akhtar Abbas M & Kuroda H (2004) Nitrogen transport and transformation in pached soils columns from paddy fields. *Paddy Water Environ* **2** 115-124.
 - Neiff JJ (1990) Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia* **15** (6) 424 – 441.
 - Neiff JJ (1996) Large rivers of South America: toward the new approach. *Verh. Internat. Verein . Limnol.*, 26, p.167-180
 - Neschuk NC, Gabellone N & Claps MC (2000) Caracterización espacial del río Salado (Buenos Aires) mediante concentraciones de fósforo total. *Diversidad y Ambiente* **1** 13-19.
 - Neschuk NC (2001) Limnología del Río Salado (Buenos Aires) y el uso de la tierra en su cuenca. Dirección: Dra. Claps, MC; Codirección: Gabellone, NA. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo de La Plata, UNLP, La Plata.
 - Neschuk N, Gabellone NA & Solari LC (2002) Plankton characterisation of a lowland river (Salado River, Argentina). *Verh. Internat. Verein. Limnol* **28** 1336-1339.
 - Novelo E & Tavera R (2003) The role of periphyton in the regulation and supply of nutrients in a wetland at El Edén, Quintana Roo. In: pp. 217-239, Haworth Press, Binghampton.
 - Paruelo JM and OE Sala (1990) Caracterización de las inundaciones en la Depresión del Salado (Buenos Aires, Argentina): Dinámica de la Capa Frejtica. *Turrialba* 40 (1), 5-11.
 - Pieterse NM, Bleuten W & SE Jørgensen (2003) Contribution of point sources and diffuse sources to nitrogen and phosphorus loads in lowland river tributaries. *Journal of Hydrology* **271** 213-225.
 - Plan Maestro Integral Cuenca del Río Salado (1999) Informe Situación Base. Ministerio de Obras Públicas de la Provincia de Buenos Aires.
 - Ponnampertuma FN (1972). The chemistry of submerged soils. *Advances in Agronomy* **24**: 29-96.
 - Ponnampertuma FN (1985) Chemical kinetics of wetland rice soils relative to soil fertility. In: *Wetland soils: characterization, classification, and utilization. Proceedings of a workshop held 26 March to 5 April 1984.* International Rice Research Institute, United States. Soil Management Support Services, Philippines. Bureau of Soils. In: pp. 559.
 - Pourriot, R., C. Rougier y A. Miquelís (1997). Origin and development of river zooplankton: example of the Marne. *Hydrobiologia* 345: 143-148.

- Quirós R, Boveri MB, Petracchi CA, Rennella AM, Rosso JJ, Sosnovsky A & Von Bernard HT (2006) Los efectos de la agriculturización del Humedal Pampeano sobre la eutrofización de sus lagunas. *Eutrofização na América do Sul: Causas, conseqüências e tecnologias de gerenciamento e controle* 1-16.
- Reckendorfer WH, Heckeis, G Winkler and F Schiemer (1999). Zooplankton abundance in the river Danube, Austria: the significance of inshore retention. *Freshwater Biol.* 41: 583-591.
- Reddy KR & DeLaune RD (2008) *Biogeochemistry of Wetlands. Science and Applications*. EUA, New York.
- Reynolds CS (1995) River plankton: the paradigm regained. In: Harper, D. M. & Ferguson, A. L. (eds.): *The ecological basis for river management*. John Wiley & Sons, pp. 161-173.
- Sala O, Soriano A, and Perelmann (1981) Relaciones hídricas de algunos componentes de un pastizal de la depresión del Salado. *Rev. Facultad de Agronomía* 2 (1), 1-10.
- Sainz Rozas HR, HE Echeverría & PI Picone (2001) Denitrification in maize under no-tillage: Effect of nitrogen rate and application time. *Soil Science Soc Am J* **65** 1314-1323.
- Sainz Rozas HR, HE Echeverría & PA Barbieri (2004) Pérdidas por desnitrificación en un suelo bajo siembra directa en función de la presencia de plantas de maíz y de la dosis de nitrógeno. *Ciencia del Suelo* **22** 27- 35.
- Schulz R, Peall SKC, Dabrowski JM & Reinecke AJ (2001) Current-use insecticides, phosphates and suspended solids in the Lourens River, Western Cape, during the first rainfall event of the wet season. *Water SA* **27** (1).
- Shenker M, Seitelbach, Brand S, Haim SA & Litaor MI (2005) Redox reactions and phosphorus release in re-flooded soils of an altered wetland. *European Journal of Soil Science* **56** 515-525.
- Solari LC, Claps MC & Gabellone NA (2002) River backwater pond interactions in the lower basin of the Salado River (Buenos Aires, Argentina). *Arch. Hydrobiol. Suppl* **141** (1/2), 99-119.
- Stonyeva, M. P. 1994. Shallows of the Lower Danube as additional sources of potamoplankton. *Hydrobiologia* 289: 171-178.
- Svendsen LM & Kronvang B (1993) Retention of nitrogen and phosphorus in a Danish lowland river system: implications for the export from the watershed. *Hydrobiologia* **251** 123-135.

- Svendsen LM, Kronvang B, Kristensen P & Græebøl P (1995) Dynamics of phosphorus compounds in a lowland river system: importance of a retention and non-point sources. *Hydrological processes* **9** 119-142.
- Svendsen LM, Kronvang BR, Laubel AR, Larsen SE & Andersen B (1998) Phosphorus retention in a Danish lowland river system. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **26** 956-962.
- Thind HS & Rowell (1999) Effects of algae and fertilizer- nitrogen on pH, Eh and depth of aerobic soil in laboratory columns of a flooded sandy loam. *Biol Fertil Soils* **28** 162-168.
- Tilman D (1999) Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 96 (11): 5995-6000. [Online en: [http://www.pnas.org/content/96/11/5995.full.](http://www.pnas.org/content/96/11/5995.full)]
- Tricart J (1973) La geomorfología de la Pampa Deprimida como base para los estudios edafológicos y agronómicos. Plan mapa de suelos de la región Pampeana, INTA. Buenos Aires. XII Colección Científica. 202 p.
- Tusneem ME & WH Patrick Jr (1971). Nitrogen transformations in waterlogged soil. Bulletin No. 657. Louisiana Agricultural Experiment Station, Baton Rouge, Louisiana State University, USA. pp. 1- 75.
- Urricariet S & SR Lavado (1999) Indicadores de deterioro en suelos de la Pampa Ondulada. *Ciencia del Suelo* **17** (1), 37-44.
- Vankijk GM, Vanliere L, Admiraal W, Bannik BA & Cappon JJ (1994) Present state of water-quality of European rivers and implications for management. *Sci. Total Environ.* **145** 187-195.
- Vázquez P, Masuelli S, Platzeck G & Boolsen O (2007) Recurrencia de anegamiento en la depresión del río Salado: subcuena B4. *INTA*.
- Venterink HO, Davidsson TE, Kiehl K & Leonardson L (2002) Impact of drying and re-wetting on N, P and K dynamics in a wetland soil. *Plant and Soil* **243** 119-130.
- Viglizzo EF, Pordomingo AJ, Castro MG, Lértora FA and JN Bernardos (2004) Scale-dependent controls on ecological functions in agroecosystems of Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **101** 39-51.
- Young EO & Ross DS (2001) Phosphate Release from Seasonally Flooded Soils: A laboratory microcosm study. *J. Environ. Qual.* **30** 91-101.
- Zhang YS & Scherer HW (2002) Mechanisms of fixation and release of ammonium in paddy soils after flooding. IV. Significance of oxygen secretion from rice roots on the availability of non-exchangeable ammonium –a model experiment. *Biol Fertil Soils* **35** 184-188.

Capítulo II. Caracterización del área de estudio

El territorio argentino posee una red hidrográfica extensa y un escaso relieve (la mayor parte de su territorio por debajo de los 500 m) (INTA, 2008). Muchos de los ríos presentan amplias llanuras de inundación, que cuando se inundan se transforman en ambientes temporarios donde las características químicas tanto del agua como del suelo cambian.

El área de estudio está incluida en la cuenca del río Salado que se encuentra en la ecoregión de la Pampa o Llanura Pampeana (Viglizzo, 2006) y la región fitogeográfica Neotropical del dominio Chaqueño, provincia Pampeana (Cabrera, 1971). La cuenca se caracteriza por la presencia de un relieve generalmente plano, clima templado húmedo, red hidrográfica poco desarrollada, suelos con drenaje deficiente, cubierta vegetal dominada por gramíneas con una diversidad biótica relativamente alta, caracterizada por la presencia de lagunas y áreas anegables, históricamente sujetas a inundaciones periódicas y ciclos de sequía estacional. Su cuenca hidrográfica comprende un tercio de la provincia de Buenos Aires, y en su condición natural abarca unos 90.000 km². Actualmente, debido a las intervenciones humanas en el territorio, la cuenca hidrográfica del Río Salado está modificada abarcando aproximadamente unos 160.000 km² (Fig. II-1) (Gabellone *et al*, 2003). Integra con el resto de la región pampeana la principal región productora de alimentos del país. Si bien anteriormente, esta llanura extensa estaba formada por pastizales, en la actualidad se han perdido las características del hábitat natural, debido esencialmente a la actividad agropecuaria (Neschuk, 2001). Según la zonificación ecológica realizada en base a las características del medio físico, biótico y socioeconómico el área en estudio se incluye en la Ecozona Vallimanca, subárea Arroyo Vallimanca (Gabellone *et al*, 2003).

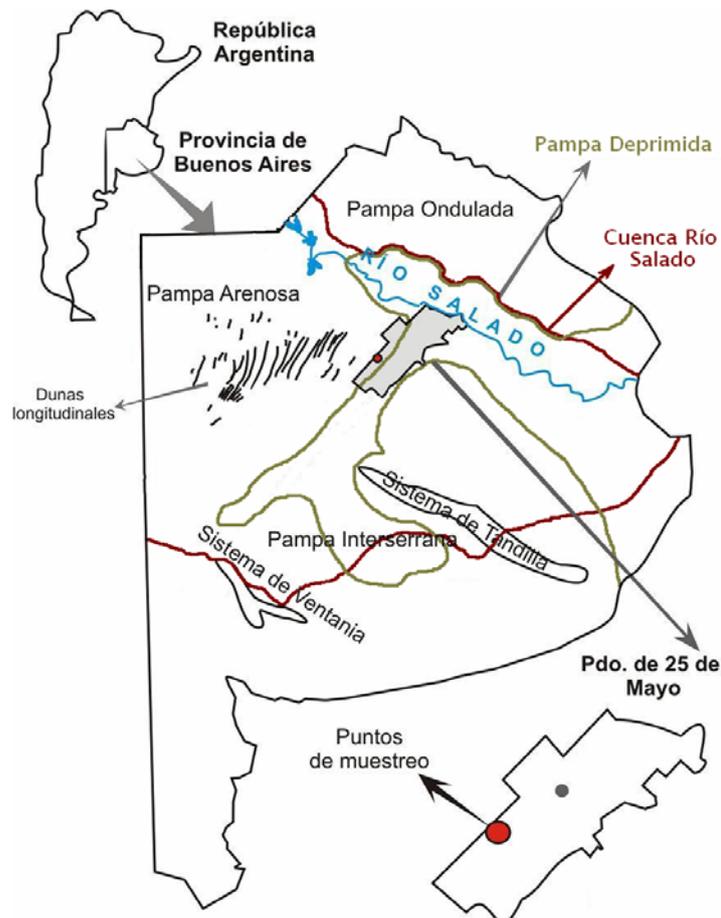


Figura II-1. Mapa del sitio de muestreo detallado.

La cuenca del Río Salado nace sobre el límite interprovincial de Buenos Aires y Santa Fe pero el resto del curso pertenece a la provincia de Buenos Aires, incluyendo total o parcialmente 58 partidos, es decir más de la mitad de la superficie de la provincia, la más importante de la Argentina en términos socioeconómicos (López *et al*, 2003).

La cabecera del río Salado se caracteriza por la presencia de un acuífero sedimentario con una alta concentración de ClNa, originado durante períodos áridos del Pleistoceno, cuya condición determina el balance salino del río Salado y los cuerpos de agua asociados a su cuenca. El agua subterránea de alta salinidad domina la cuenca baja desde la laguna Las Flores hasta la Bahía Samborombón. (Plan Maestro Integral Cuenca del Río Salado, 1999b, c). En la desembocadura de la cuenca del río Salado, se encuentra la Bahía de Samborombón, un humedal costero de gran importancia reconocido internacionalmente por su designación como sitio Ramsar.

Una característica destacable de la topografía de esta cuenca es la falta de relieve, con una pendiente media es de 0,25 ‰ decreciendo en altura desde

el O hacia el E (Tricart, 1973; CODESA, 1993; Plan Maestro Integral Cuenca del Río Salado, 1999). La lluvia tiene pocas posibilidades de escurrir superficialmente y por lo tanto la transferencia vertical (evaporación-infiltración) resulta más importante que la horizontal (escurrimiento superficial) y debido a ello la zona se inunda con facilidad. Las características geomorfológicas y el ciclo hidrológico determinan la tasa de renovación del agua y el grado de conectividad de los distintos ambientes. Períodos húmedos y secos han tenido lugar alternadamente pero desde la década del '70 hubo una marcada tendencia a que la cuenca permanezca inundada. La lluvia aumentó desde 600 mm hasta más de 1000 mm en el O de la provincia de Buenos Aires y como consecuencia la frontera agronómica se desplazó significativamente. El régimen del río Salado es muy variable, su caudal no supera los $100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ en períodos secos y puede superar los $1500 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ en momentos de inundación, con sus consecuentes variaciones en la conductividad y transporte de materiales disueltos y particulados. La inundación de grandes áreas durante semanas o incluso meses es una de las características de la cuenca (Gabellone *et al*, 2005).

Una característica importante de la cuenca es su asimetría con respecto al uso de la tierra en su cabecera y en la del A° Vallimanca con alta densidad poblacional y uso agro-ganadero más intensivo del suelo, mientras que en la cuenca inferior se hace un uso más extensivo del suelo con aprovechamiento principalmente ganadero, y la Bahía Samborombón, área Ramsar, en el extremo del gradiente de uso con áreas protegidas y silvestres de poco uso (Gabellone *et al*, 2003).

El sector en estudio (Fig. II-1) se encuentra en un área de transición entre la Pampa Arenosa y la Pampa Deprimida.

La Pampa Arenosa es una región de unos 60.000 km^2 localizada al NO de la provincia de Buenos Aires que se caracteriza por la presencia de dunas longitudinales de unos 100 km de longitud, 2-5 km de ancho y unos 6 m de altura, dispuestas formando arcos de dirección SO-NE y separadas por depresiones interdunas de 0,5-5 km de ancho, que se inundan en períodos de grandes lluvias (Jordan *et al*, 1997) (Fig. II-2). Las dunas son relictos de formas que han sido suavizadas por acción del viento y agua y ahora aparecen como mesetas, sin una conspicua expresión topográfica. En la zona interduna

se encuentran suelos enterrados y con horizontes endurecidos (Plan Maestro Integral Cuenca del Río Salado, 1999).

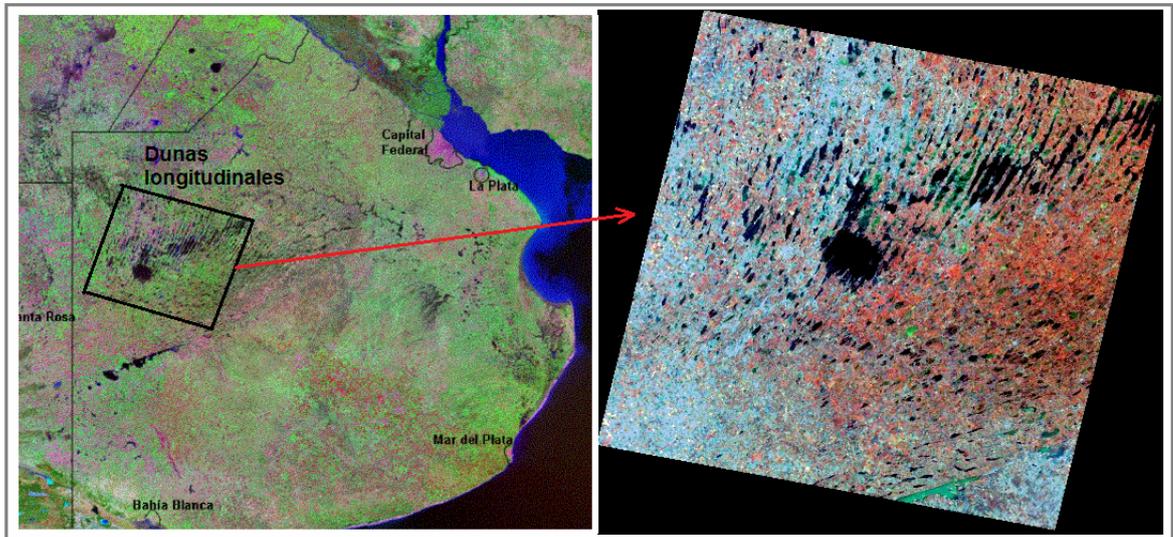


Figura II-2. Imagen satelital de Buenos Aires mostrando las dunas longitudinales.

Los suelos de la Pampa Arenosa se han desarrollado a partir de materiales arenosos de formación geológica reciente y de espesor variable, asentados sobre limos arenosos de origen loésico y textura fina, poco permeables (Imbellone & Giménez, 1998). El contacto entre ambos materiales constituye un obstáculo que retiene las aguas sub-superficiales con carácter de freática. La profundidad de esta capa freática depende del espesor del manto arenoso (Zamolinski, 2000).

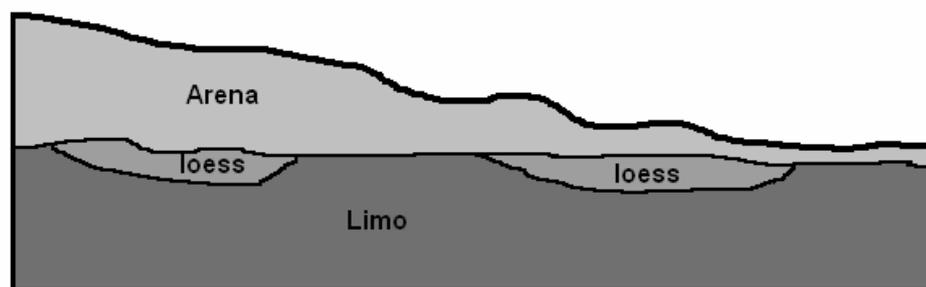


Figura II-3. Esquema de la distribución de los materiales del suelo (Zamolinski, 2000)

Considerando la posición que ocupan en el relieve, existe una gama de suelos con todas sus transiciones. Donde el espesor del manto arenoso es grande, se han desarrollado suelos de textura arenosa, algo excesivamente drenados y baja retención de humedad, mientras que en posiciones más bajas del relieve, se desarrollan suelos pobremente drenados (Imbellone & Giménez,

1998; Zamolinski, *op. cit*). En períodos de alta precipitación se produce la permanencia de una falsa napa freática que dá origen a cementaciones (fragipanes) que impiden la infiltración del agua, la difusión del aire y la penetración radicular. Las zonas altas se destinan a un uso agrícola-ganadero, mientras que los restantes presentan condiciones limitantes que se agravan cuando la superficie se conecta capilarmente con la napa por el ascenso de la misma, y pueden destinarse al uso pastoril. Este pastizal, formado especialmente por pelo de chancho (*Distichlis spicata*), gramón (*Cynodon dactylon*) y espartillo (*Spartina densiflora*) que dominan a medida que el relieve se hace cada vez más bajo (Zamolinski, 2000).

El sitio elegido para el muestreo fue en distintas parcelas de la Escuela Agrotécnica 'M. C. Inchausti & M. L. Inchausti' (Universidad Nacional de La Plata) (Fig. II-4), ubicada en Valdés, partido de 25 de Mayo de la provincia de Buenos Aires (35° 37' 58" S; 60° 33' 67"O). La precipitación media anual para la zona es de 918,5 mm (1911- 2004) (Plan Maestro Integral de la Cuenca del río Salado, 1998; SAGPyA, 2005).



Figura II-4. Escuela M.C. y M.L. Inchausti (UNLP).

La escuela se encuentra dentro de la subcuenca del arroyo El Gato. La dirección aproximada del agua subterránea es de O a E, y el nivel freático en el momento del muestreo era de 2,4 mts de profundidad como promedio.

El suelo del sector de estudio presenta los horizontes A, AC y C. En la tabla II-i se exponen las principales características del perfil del suelo. En la loma los horizontes A y AC son más someros.

Horizonte	Prof. (cm)	Textura	% MO	Color	Estructura	P asimilable (ppm)	pH en pasta
A	0-25	FA	2,3	pardo muy oscura	bloques subangulares medios	4,6	5,8
AC	25-50	FA	0,9	pardo oscuro	bloques subangulares finos	1,9	6,1
C	50-110	FA	0,4	pardo oscuro	granular masiva	2,5	6,2

Tabla II-i. Características de los horizontes del suelo del área de estudio (Ruquet, com per).

El suelo de la zona en estudio fue clasificado como Hapludol Éntico (según la Taxonomía de Suelos de los Estados Unidos), Serie Norumbega (Ruquet, *com per*; Rillo *et al*, 2006; Rillo *et al*, 2008, Ventimiglia *et al*, 2000).

Según características locales, los Hapludoles de la zona NO de la provincia de Buenos Aires se dividen en subgrupos (Zamolinski, 2000). En la loma, el suelo corresponde a un Hapludol Éntico, haciendo referencia a una baja capacidad de retención del agua; la media loma, el suelo corresponde a un hapludol típico, con mayor capacidad de retención de agua, y el bajo, el suelo corresponde a un natralbol, donde se establece un ambiente reductor y el suelo presenta un horizonte decolorado porque las arcillas y óxidos han sido removidos.

Desde el punto de vista de su uso, los suelos seleccionados de uso agrícola y ganadero (loma y media loma) son suelos aptos para el uso agropecuario, para cultivo moderado a intensivo, y si bien el de uso mixto se ha determinado para uso pastoril, se cultivan pasturas (clase IIIs en el sistema de 'clasificación utilitaria de los suelos'; mientras que el suelo sin uso (bajo), por su drenaje deficiente pertenece a la clase VIII subclase w, y es un suelo sin capacidad agropecuaria (Ruquet, *com per*).

Las actividades agropecuarias que se realizan en el establecimiento de la UNLP desde hace varios años son el cultivo de trigo, maíz, soja y verdeo, dentro de la actividad ganadera la cría y recría de ganado bovino, ovino, porcino y equino, y como actividades complementarias, cultivos hortícolas y frutales, producción de leche, avicultura, cunicultura, apicultura y actividades agroalimentarias como elaboración de quesos, dulces y chacinados. Para estas actividades el establecimiento cuenta con unas 4.700 has: 42,5% para cría de animales, 38% agricultura, 11,5% para las invernadas y 8% para tambo (Escuela Inchausti, 2008)

En el área de estudio, se realiza agricultura intensiva desde mediados de 1980 y principios de 1990. Antes se realizaba ganadería. Entre los años 1973 a 1980, la actividad pecuaria fue muy fuerte, pero la actividad agrícola empezó a tomar fuerza con la aparición en el mercado de la soja transgénica (Becchi & Cabassi, *com per*).

Bibliografía

- Cabrera ÁL (1971) Fitogeografía de la República Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* **14** 1–42.
- CODESA - Comisión para el Desarrollo del río Salado (1993) Características de la zona deprimida del río Salado. Plan para el manejo integrado de las cuencas hídricas de la zona deprimida del Salado. 64 pp.
- Escuela MC & ML Inchausti, 2008. En línea: <http://www.inchaustinet.com.ar/> Consultado el 15 de abril de 2008.
- Gabellone, N. A., R. Sarandón y M. C. Claps 2003. Caracterización y zonificación ecológica de la cuenca del río Salado: 87-122. En O. Maiola, N Gabellone y M Hernández (eds), Inundaciones en la región Pampeana. 281 pp. Editorial de la UNLP
- Gabellone, N. A., , M. C. Claps, L. C. Solari. & N. C. Neschuk 2005 Nutrients, conductivity and a landscape approach to a Pampean lowland river (Salado River, Argentina). *Biogeochemistry* 75: 455-477.
- Imbellone PA & Giménez JE (1998) Parent materials, buried soils and fragipans in northwestern Buenos Aires province, Argentina. *Quaternary International* **51/52** 115- 126.
- INTA (2008) En línea: <http://www.inta.gov.ar/ies/docs/otrosdoc/Clima.pdf> consultado el 7 de mayo 2008.
- Jordan TE, Correll DL & Weller DE (1997) Relating nutrients discharges from watersheds to land use and streamflow variability. *Water Resources Research* **33** (11), 2579-2590.
- López SD, Rodríguez A & Rodríguez M (2003) Modelado hidrológico de la Cuenca del Río Salado, buenos Aires, Argentina. Implementación de un SIG (Etapa I).
- Neschuk NC (2001) Limnología del Río Salado (Buenos Aires) y el uso de la tierra en su cuenca. Dirección: Dra. Claps, MC; Codirección: Gabellone, NA. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo de La Plata, UNLP, La Plata.
- Plan Maestro Integral Cuenca del Río Salado (1999b) Informe Situación Base. Anexo Hidrología. Ministerio de Obras Públicas de la Provincia de Buenos Aires.
- Plan Maestro Integral Cuenca del Río Salado (1999c) Informe Situación Base. Apéndice M: Modelización del agua superficial y subterránea. Ministerio de Obras Públicas de la Provincia de Buenos Aires.
- Rillo SN, Richmond PF, Ventimiglia LA, Mazzei M, Masci C & AC Urquiza (2006) Estudio de la secuencia raigrás/ soja, sobre el rendimiento en grano, algunos parámetros de calidad del suelo y la dinámica del agua. *INTA Publicaciones Regionales. Resultados de Experiencia Campaña 2005-2006* .

- Rillo SN, Richmond PF & Mazzei M (2008) Intensificación de cultivos de granos: Evaluación del sistema de interseembra de Trigo Soja sobre el rendimiento físico y económico, eficiencia del uso del agua y los componentes determinantes del rendimiento. *Trigo en siembra directa, AAPRESID* 123-129.
- SAGPyA - MECON (2005). Secretaría de Agricultura, ganadería, pesca y alimentos, Ministerio de Economía de la Nación. En línea: www.sagpya.mecon.ar Consultado el 18 de junio de 2005.
- Tricart J (1973) La geomorfología de la Pampa Deprimida como base para los estudios edafológicos y agronómicos. Plan mapa de suelos de la Región Pampeana, INTA, Buenos Aires. *Colección Científica XII*, 202 pp.
- Ventimiglia LA, Carta HG & Rillo SN (2000) Soja: nutrición nitrogenada. *Revista de tecnología agropecuaria, INTA* 5 (14).
- Viglizzo EF, Frank FC & Carreño L (2006) Situación ambiental en las ecorregiones Pampa y Campos y Malezas. En: Brown Martínez Ortiz, Acari & Corcuera (Eds), pp. 262-278, Fundación Vida Silvestre Argentina INTA, Área de Gestión Ambiental.
- Zamolinski AF (2000) Experiencias en recuperación de suelos salinizados. *Publicación Técnica INTA* 31.

Capítulo III. Materiales y métodos

Con el propósito de responder a los objetivos planteados en este trabajo, se seleccionó un área inundable de la cuenca del río Salado, con suelos de distinto uso (agrícola, mixto y sin uso), y diferente topografía. Sin embargo, debido a la sequía en la región durante los meses estipulados para los muestreos, se decidió realizar una experiencia de inundación del suelo *in situ* utilizando clausuras.

Se desarrollaron además, dos experiencias de laboratorio; una para conocer la tasa de descomposición de la vegetación terrestre que muere con la inundación del suelo; y otra experiencia para conocer la productividad primaria de los microorganismos en el agua de inundación (Fig.III-1).

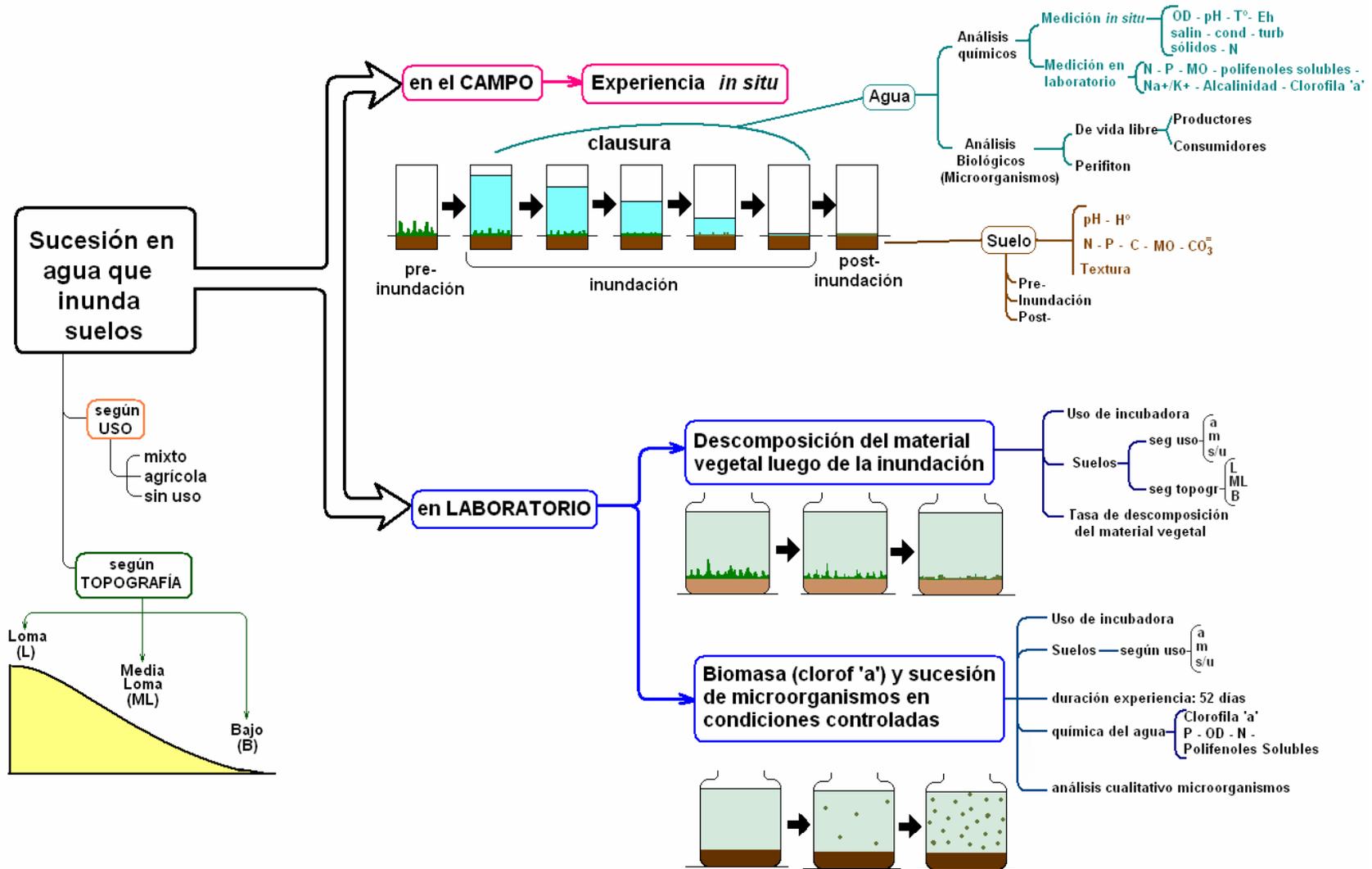


Figura III-1. Esquema que resume la totalidad de trabajos realizados.

III.1. Experiencia *in situ*

III.1.1. Elección del sitio

La experiencia *in situ* se desarrolló en el campo de la Escuela de agricultura y veterinaria MC y ML Inchausti (UNLP), Valdés, Pdo de 25 de Mayo.

Para conocer las características regionales del sitio elegido para el muestreo, como anegabilidad, características pedológicas, topografía, uso del suelo y tipos de comunidades vegetales que estos sostienen, se realizó un estudio del área de muestreo, haciendo uso de herramientas gráficas y de posicionamiento:

- GPS Garmin para tomar las coordenadas correspondientes a los puntos de muestreo en el campo
- Carta topográfica IGM de 'Dudignac' con escala 1:50.000, del año 1958; hoja IGM 3560-26-4) (Fig. III-2)
- Imágen satelital Landsat TM (*Thematic Mapper*) del Pdo de 9 de Julio, escala 1:100.000, fecha 01/01/94 (hoja IGM: 3560-26), formato impreso y la misma en formato digital (GLCFAPP, 2006) (Path 226, Row 085) (Fig. III-2)
- Par estereoscópico de fotos aéreas con escala 1:20.000, fecha de vuelo 01/09/83 (Fig. III-2)
- Distintos programas de procesamiento digital de imágenes que posibilitaron el acceso tanto a la información hidrológica, topográfica y de usos del suelo, como a la de tipos de vegetación, caminos de acceso, centros urbanos, infraestructura, entre los más importantes
 - *ER-Mapper*: para realizar la ortorectificación de las fotografías aéreas y trabajar con distintas combinaciones de bandas para visualizar distintas características regionales del sitio;
 - *Map-Info*: para iniciar un GIS (Sistema de Información Geográfico),
 - *Adobe-Photoshop*: para la ortorectificación de las fotos e imagen

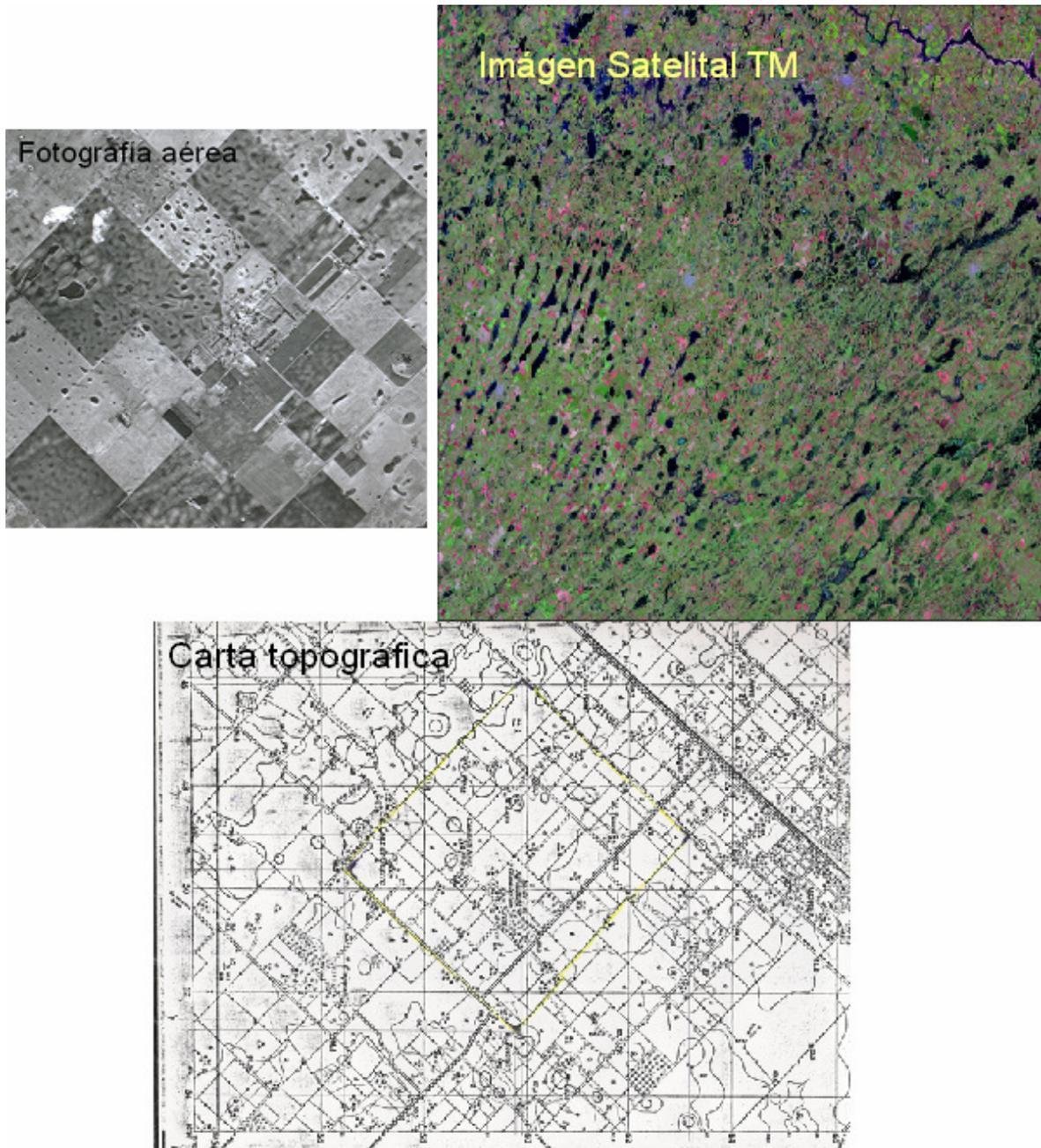


Figura III-2. Fotografía aérea, imagen satelital TM y carta topográfica.

Se seleccionó un sector de orientación NO-SE con un **gradiente topográfico**. La extensión total de la transecta desde la loma al bajo fue de 40,3 m con una pendiente de 3,5% (Fig. III-3).

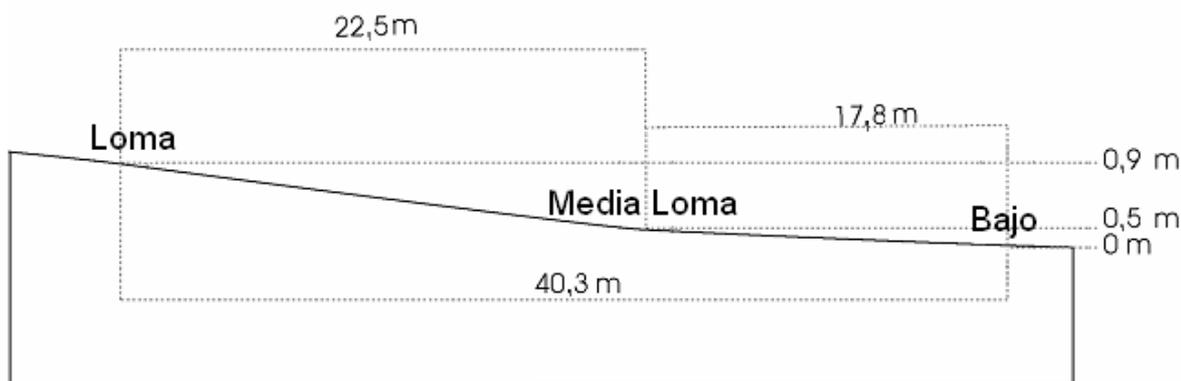


Figura III-3. Esquema del gradiente topográfico.

Debido a que el año pautado para realizar los muestreos las precipitaciones no fueron suficientes para provocar la inundación del suelo, se realizó un experimento *in situ* que consistió en la instalación de clausuras cilíndricas de 0,35 m de diámetro, con suelo al que fue posible inundar. Dicho diseño permitió disponer del sitio a nuestro criterio por lo que el sector de estudio fue un área reducida.

III.1.2. Diseño de muestreo

Se efectuaron experiencias *in situ* con clausuras cilíndricas de 1m de alto y 35 cm de diámetro y 96 litros de capacidad, en una zona agropecuaria. La metodología de muestreo consistió en 5 tratamientos definidos de acuerdo con:

Topografía del sitio: L- 'Loma', **ML-** 'Media loma' y **B-** 'Bajo' (Fig.III-3), y

Uso del suelo: **a-** 'agrícola', **m-** 'mixto' -ganadero con plantación de pasturas- y **s/u-** 'sin uso') (Fig.III-4).

De esta forma los tratamientos fueron (Fig.III-5 y -6):

L-a → Loma - uso agrícola (35° 37' 58" S, 60° 33' 67" O)

L-m → Loma - uso mixto.

ML-a → Media loma - uso agrícola (35° 37' 59,1" S; 60° 33' 66,5" O),

ML-m → Media loma - uso mixto.

B-s/u → Bajo 'sin uso' (35° 37' 59,8" S; 60° 33' 65,5 O).

Para cada tratamiento, se utilizaron 3 clausuras (réplicas), con un total de 15 clausuras y una clausura 'blanco' sin suelo.

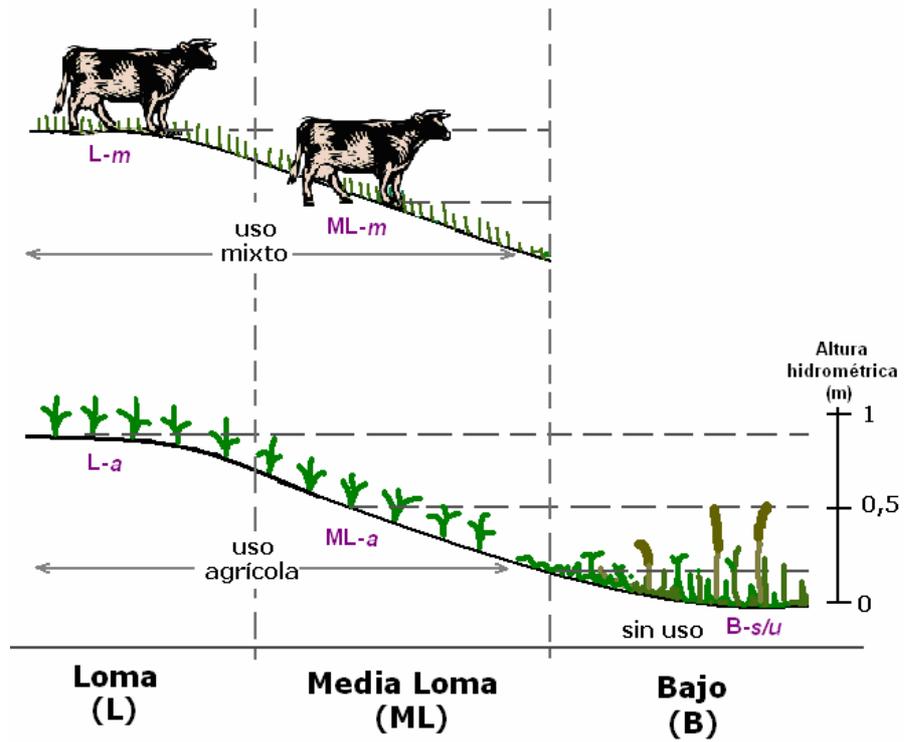


Figura III-4. Esquema de los tratamientos según topografía y uso del suelo.

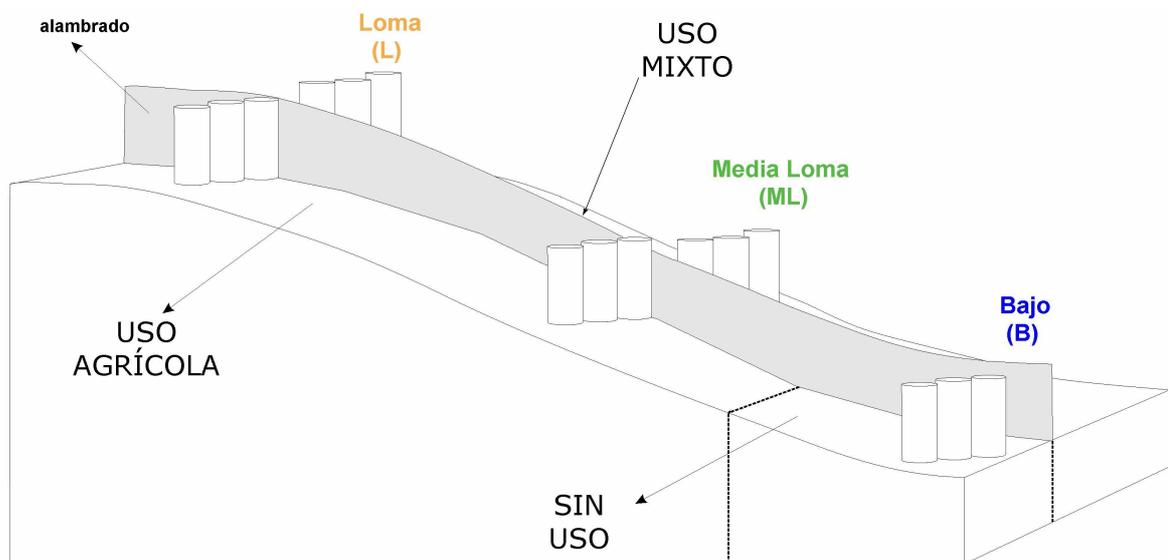


Figura III-5. Esquema de la ubicación de las 15 clausuras en el campo.

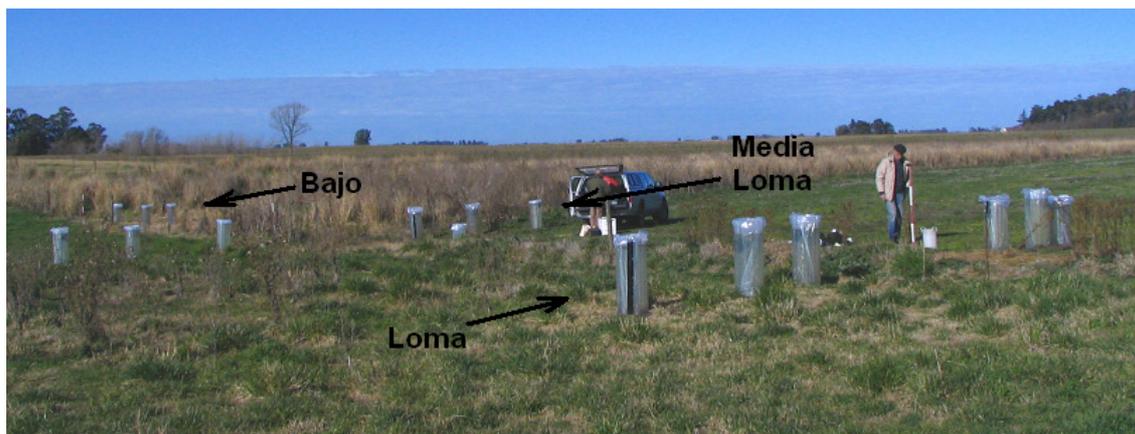


Figura III-6. Disposición real de las clausuras en el campo.

El diseño fue en bloques estratificados, con tres repeticiones y tres tipos de usos en tres topografías diferentes. Las unidades experimentales fueron 15 clausuras y separadas aproximadamente por 1 m entre réplicas y más de 7m entre tratamiento.

2.A. Confección de clausuras

Para el diseño de las clausuras se tuvo en consideración el volumen requerido para la extracción de muestras, su fortaleza para permanecer sin daños en condiciones de campo el tiempo fijado, evitar los efectos de borde y ser apta para simular los efectos de la infiltración y escorrentía superficial del agua.

Debido a las características de los suelos, excesivamente drenados; las clausuras debían tener fondo para evitar la rápida precolación del agua.

Para la confección de las clausuras, se testearon una gran variedad de materiales teniendo en cuenta el pasaje de la luz, la resistencia para mantener una columna de agua sobre el suelo de aproximadamente 80cm y la flexibilidad para su construcción en el campo. Finalmente, se seleccionó lámina de PVC biorientado cristal de 0,8mm de espesor con protección de UV (placas Ondex). Con este material se construyeron clausuras cilíndricas (sin fondo) de 80cm de altura, 35cm de diámetro y con un volumen de 96 litros. Por dentro del cilindro de PVC, se colocaron dos bolsas de nylon tipo 'sobre', cristal, de 100 μ m de espesor, de 1,20 x 0,70m, usando a éste como estructura para mantener la bolsa erguida. La utilización de las dos bolsas también permitía limitar la entrada de luz a la columna de agua, simulando las condiciones naturales. (Fig.III-7).

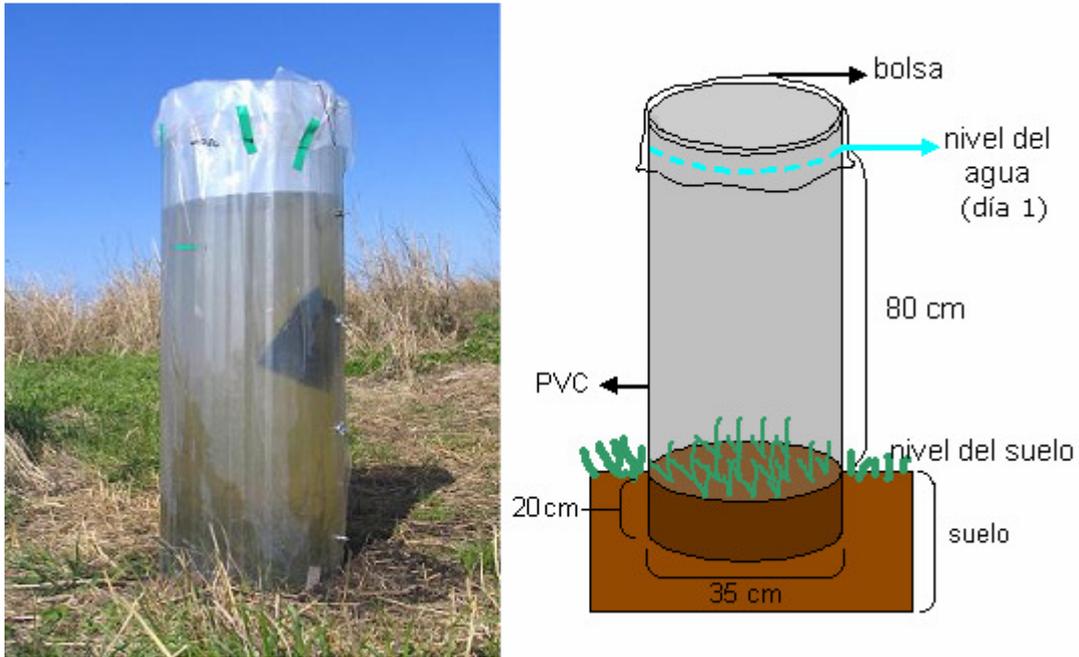


Figura III-7. Foto y esquema de las clausuras utilizadas en la experiencia *in situ*.

Para simular los procesos de percolación y escorrentía en la loma (donde el agua debía permanecer solo cinco días sobre el suelo, se recurrió a la eliminación de agua utilizando mangueras de 0,5 cm de diámetro con válvula para regular el caudal de salida, con salida hacia el exterior de la clausura.

Previo al muestreo, se realizaron una serie de pruebas de instalación de la clausura y muestreo de la misma en el parque del Instituto de Limnología, para testear las condiciones de estabilidad, impermeabilidad, método de extracción de muestras. También se presentaron problemas y se buscaron alternativas de solución, antes de realizar las experiencias 'in situ'.



Figura III-8. Armado de clausuras en el campo.

La instalación de cada una de las clausuras en el campo, se realizó de la siguiente manera (Fig. III-8): (a) se realizó en el suelo un pozo y se extrajo un cilindro de suelo de unos 20cm de profundidad y 40cm de diámetro con el menor disturbio posible (b). En el pozo, se colocó el cilindro de PVC transparente de base y techo, abiertos (c). Luego se colocó, por dentro del cilindro de PVC, doble bolsa de nylon de forma tal que el cilindro funcione como

estructura (d). Dentro de la bolsa se colocó el suelo extraído en el primer paso, quedando éste en el mismo sitio como estaba naturalmente, pero rodeado ahora por una doble bolsa, cerrando el

sistema por debajo para restringir la percolación (e). Una vez así, se procedía al llenado con agua de la clausura para simular la inundación del suelo (f), con cuidado de que el impacto del agua no deteriore el suelo en el interior de la clausura, se llenó de agua hasta una altura de 80 cm por encima del nivel del suelo. El agua utilizada para esto fue agua subterránea extraída de pozo ubicado en el campo.

Una vez instaladas y llenas con agua, se dejó las clausuras 24 h en reposo para que se estabilicen (g), dado que el agua tarda unas horas en ocupar los poros del interior del suelo que antes estaban llenos de aire.

2.B. Cronograma de muestreo

El cronograma de muestreo se realizó en base a cálculos de velocidad de secado del suelo teniendo en cuenta la evaporación, infiltración y percolación diferenciales según la topografía (Fig.III-3).

En la loma, el agua escurre más rápidamente que en el bajo, debido a la pendiente, profundidad de la napa freática y textura del suelo, que se pudieron corroborar mediante mediciones y análisis, y también se comprobó que en el sector bajo sin uso del suelo, la flora dominante correspondía a la comunidad D, también denominada comunidad de Bajos Salinos o Bajos de "Pelo de Chanco", que son comunidades que responden a un ambiente anegadizo debido a deficiencias en el drenaje y severas condiciones de alcalinidad-salinidad (hidro y halomorfismo) (Burkart *et al*, 1990).

De esta forma, se calculó que la residencia del agua sobre el suelo sería de 5 días en la loma (L), de 60 días en la media loma (ML) y de 120 días en el bajo (B). Se realizaron 5 eventos de muestreo (t1 – t5) en cada sitio, lo que resultó en una frecuencia también diferente según la topografía: cada 1 día en L, cada 15 días en ML y cada 30 días en B (Fig. III-9).

Los muestreos se realizaron desde el 15 de junio de 2006 hasta el 21 de noviembre del mismo año (Tabla III-i)

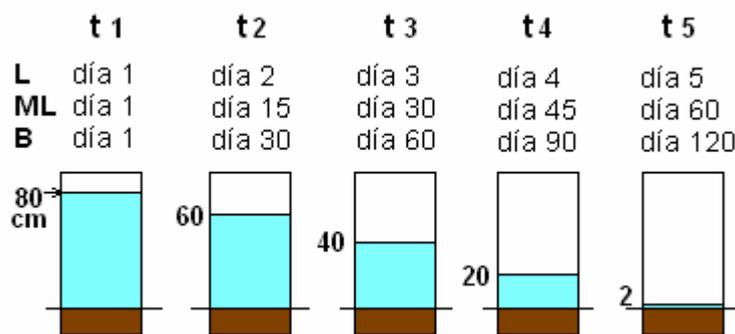


Figura III-9. Esquema de la residencia del agua en las clausuras en tiempos diferenciales según la topografía.

Tratamiento	Día de muestreo				
	t 1	t 2	t 3	t 4	t 5
Loma (L)	15 jun	16 jun	17 jun	18 jun	19 jun
Media Loma (ML)	17 jun	5 jul	19 jul	1 ago	16 ago
Bajo (B)	18 jun	19 jul/16 ago	18 sep	-	-

En todos los casos, las muestras de agua fueron el resultado de la integración del perfil de toda la columna de agua. Para el almacenamiento de las muestras estas se conservaron a 4 °C hasta su análisis.

Asimismo, en cada evento de muestreo, se tomaron muestras de suelo con una pala chica que previamente fueron colocadas en bolsas confeccionadas con una tela de red con una abertura aproximada de malla de 1mm, para no aislarlas de su entorno y para que mantuvieran las mismas características que el suelo circundante. Las bolsas con suelo y vegetación se colocaron en las clausuras previamente al llenado con agua de las mismas y se ataron por medio de un hilo para facilitar su extracción.

- *Muestras de suelo post-tratamiento:* Para conocer las condiciones de los suelos luego de la inundación se tomaron muestras del suelo seco y se realizaron los análisis de textura, contenido de materia orgánica, concentración de carbonato ($\text{CO}_3^{=}$), fósforo total, nitrógeno total, carbono, nitratos y amonio.

III.1.3.A Análisis físico-químicos

Agua utilizada para el llenado de las clausuras

El agua utilizada para el llenado de las clausuras, fue agua subterránea con un grado de mineralización medio ($701 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), de pH neutro (pH 6,9), un 58,4% saturación de oxígeno disuelto ($5,65 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ de OD), con una concentración de nitratos de $6,3 \text{ mg N-NO}_3^{-}\cdot\text{l}^{-1}$ y una concentración de fósforo total de $98 \mu\text{g P}\cdot\text{l}^{-1}$.

Agua de las clausuras

Se analizaron un total de 1127 muestras en el laboratorio, de las cuales 798 de agua y 329 de suelo y se midieron 80 parámetros físicos y químicos *in situ*.

		Parámetro	Abrev.	Unidad	Método
A G U A	En Campo	pH			Sensor múltiple Horiba U-10
		Temperatura	T°	°C	
		Alcalinidad	Alc	mg/L	
		Turbidez	Turb	NTU	
		Conductividad	Cond		
		Salinidad	Sal		
		Oxígeno Disuelto	OD	$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ %	Sensor de OD y temperatura YSI®
		Potencial redox	Eh	mV	Potenciométrico con electrodo
		Altura hidrométrica	h hidrom	cm	

A G U A	En laboratorio	Nitratos	NO ₃ ⁻	mg.l ⁻¹	Electrodo de Ión Selectivo de NO ₃ ⁻ (EIS-NO ₃ ⁻)
		Amonio	NH ₄ ⁺	mg.l ⁻¹	Electrodo de Ión Selectivo de NH ₄ ⁺ (EIS- NH ₃ ⁺)
	Nitratos	NO ₃ ⁻	mg.l ⁻¹	Reducción con hidracina (4500-H, APHA 1995)	
	Nitritos	NO ₂ ⁻	µg.l ⁻¹	Sulfanilamida (Mét. 4500-(NO ₂ -)-B, APHA, 1995)	
	Amonio	NH ₄ ⁺	µg.l ⁻¹	Fenol (Mét. 4500-F, APHA 1995)	
	Fósforo Reactivo (total y soluble)	PRS-PTRS	µg.l ⁻¹	Reducción con ácido ascórbico (Mét. 4500-(P)-E, APHA 1995)	
	Fósforo Total (total y soluble)	PT y PD	µg.l ⁻¹	Oxidación con persulfato y determinación con ácido ascórbico (APHA, 1995)	
	Pigmentos fotosintéticos (Clorofila 'a')	Cl 'a'	µg.l ⁻¹ µg.cm ⁻²	Colorimétrico de extracción con acetona (Mét. 10200-H, APHA 1995; Wetzel & Linkens, 1991; Varela, 1981)	
	Sólidos en suspensión	SS	mg.l ⁻¹	Secado a 103-105°C de los Sólidos Totales Suspendidos (Mét. 2540 D, APHA 1995)	
	Polifenoles solubles (Taninos y ligninas)	PS	mg.l ⁻¹	Reactivo Folin Ciocalteus-carbonato tartrato (Mét. 5550 b, APHA, 1995)	
	Sodio / Potasio	Na ⁺ / K ⁺	mg.l ⁻¹	Fotómetro de llama (Mét. 3500 (Na) D, APHA, 1995)	
	Materia Orgánica Particulada	MOP	mg.l ⁻¹ / %	Pérdida por ignición (LOI) (Dean 1974; APHA 1995)	
	Materia Orgánica Disuelta	MOD (DO 440)	Absorbancia	Medición de la densidad óptica en espectrofotómetro a 440 nm de long de onda (Kirk, 1990)	
	Carbonatos	CO ₃ ⁼	%	Mufla a 1000°C y formación de CO ₂ (Dean 1974)	
S U E L O	En laboratorio	Nitratos	NO ₃ ⁻	mg.g ⁻¹	Extracto de solución y medición con EIS-NO ₃ ⁻ (electrodo de Ión Selectivo de NO ₃ ⁻)
		Amonio	NH ₄ ⁺	mg.g ⁻¹	Extracto de solución y medición con EIS-NH ₄ ⁺ (Electrodo de Ión Selectivo de NH ₄ ⁺)
		Nitrógeno Total de la fracción sólida del suelo	NTS	mg.g ⁻¹ %	Analizador Elemental (Leco TruSpec)
		Carbono Total (Orgánico e Inorgánico)	CT	mg.g ⁻¹ %	Analizador Elemental (Leco TruSpec)
		Humedad del suelo	Hº	%	Gravimétrico
		pH	pH		En pasta
		Granulometría	A-L-a	%	Bouyoucos (Bashour II & Sayegh H (2007))
		Materia Orgánica (Carbono Orgánico)	MO	mg.g ⁻¹	Pérdida por ignición (LOI) (SAMPLA 2004)
		Carbonatos	CO ₃ ⁼	mg.g ⁻¹	Mufla a 1000°C y formación de CO ₂ (Dean, 1974)
		Fósforo Total	PT	µg.g ⁻¹	Ignición, digestión con HCl y determ de PRS (Andersen, 1976)
Biomasa vegetal sobre el suelo		g.cm ²	Pesado directo		

Tabla III-ii. Esquema de la metodología utilizada para los análisis físico-químicos de las muestras de agua y suelo (en azul los análisis que fueron derivados a técnicos químicos).

III.1.3.A.i. Muestras de agua

- *pH*. Dadas las variaciones que experimenta el pH de acuerdo a la hora del día en que se realice la medición, por estar relacionada a los procesos de respiración y fotosíntesis, las mediciones en el campo, siempre se realizaron durante horas de luz.

- *Oxígeno Disuelto (OD)*. Debido a que esta variable está fuertemente influenciada por la actividad fotosintética, las lecturas de OD en el campo fueron registradas siempre en horas de luz.

- *Potencial Redox (Eh)*. Los datos de Eh fueron transformados para obtener el dato de Eh a pH 7 referido como Eh7 por la siguiente ecuación (Wlodarczyk et al, 2002):

$$Eh_7 \text{ (mV)} = Eh - 59 \times (7 - \text{pH})$$

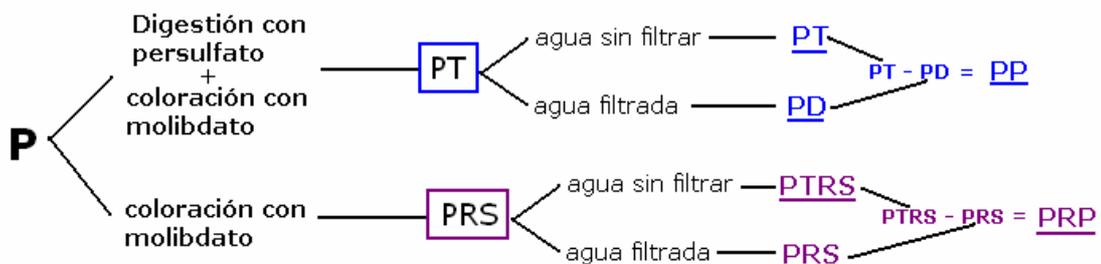
- *Nitrógeno (N)*. La concentración está expresada en el peso del N atómico.

La concentración de los iones NO_3^- y NH_4^+ en agua se midieron de la siguiente forma:

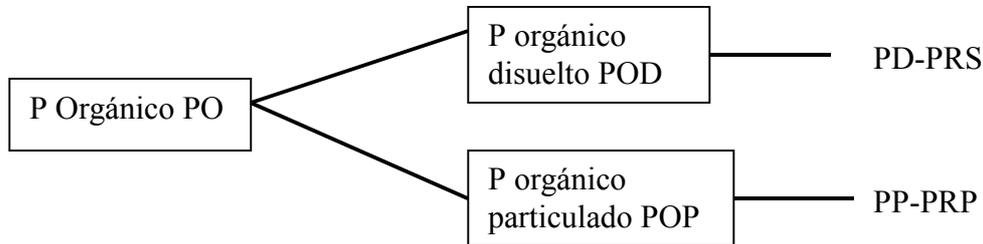
Para la determinación de ambos iones con EIS se colocan 100 ml de muestra en un vaso de precipitado y se agrega 1ml ISA- NO_3^- (*Ionic Strength Adjustor*, para ajustar la fuerza iónica de muestras y estándares) en el caso de la lectura de NO_3^- ; y 1ml de ISA- NH_4^+ (NaOH 10N, para lograr un pH de la muestra de 11 aproximadamente, ya que es en este pH donde todo el NH_4^+ pasa a NH_3 , y luego así, el EIS medirá el NH_3) para el caso de la lectura de NH_4 . Cada día de medición se realizó como mínimo la lectura de 2 patrones para poder referenciar la muestra a ellos, dado que los valores de los patrones si bien mantenían una misma tendencia, variaban considerablemente día a día debido a la temperatura.

- *Fósforo (P)*. La concentración de P está expresada en peso de P atómico.

El P se encuentra en dos formas, particulada (P) y disuelta (o soluble) (D o S), ambas formas forman el P total (T). Las fracciones T y D se obtuvieron a partir de los análisis de agua filtrada (con filtro de Sartorius) y sin filtrar, respectivamente, y las formas particuladas (P) por diferencia entre las anteriores.



Las formas de P orgánico se estimaron por la diferencia con el P total disuelto (PD) y el P particulado (PP) con respecto al P reactivo soluble (PRS) y P reactivo particulado respectivamente (PRP).



- *Clorofila 'a'*. Para calcular la concentración de clorofila *a'*, a partir de los valores de absorbancia obtenidos con el método de extracción con acetona, se utilizó la fórmula de Jeffrey & Humphrey, 1975 (Wetzel & Linkens, 1991). Para el cálculo de la concentración de clorofila *a'* del perifiton se utilizó la modificación de Varela (1981).

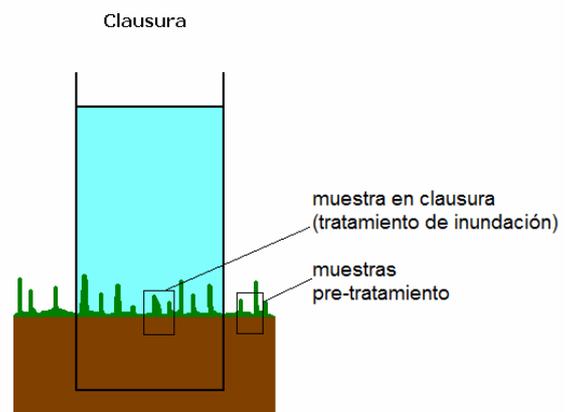
- *Polifenoles solubles*. Representan complejas y variadas sustancias orgánicas disueltas en el agua, provenientes de las partes duras de las plantas terrestres y del suelo (derivados de ligninas, sustancias húmicas y otros).

- *Sólidos suspendidos*. La muestra de agua se filtra con filtros Whatman GFC, luego se secan a 60° C y se obtiene el peso seco del material en suspensión. Para obtener la *materia orgánica particulada en suspensión*, se calcinó el mismo filtro en horno mufla a 550° C durante 2h y se obtuvo por diferencia de peso con los SS.

III.1.3.A.ii. Muestras de suelo

Las muestras de suelo se analizaron por duplicado.

Las *muestras de suelo pre-tratamiento* en L, fueron tomadas el 16 agosto de 2006 (si bien no fueron previas a la experiencia *in situ* la muestras se tomaron de un sector del suelo que no fue inundado, es decir, de suelo al costado y fuera de la clausura). Las *muestras de suelo post-tratamiento* fueron tomadas del suelo seco del



mismo utilizado en la clausura. El 16-agosto en L, y el 18-octubre en ML y el 21-noviembre en B.

- *Solución extracto de la muestra de suelo para determinación de NO_3^- y NH_4^+ con EIS.* La determinación de las formas inorgánicas de N en suelo se efectúa sobre un extracto de suelo que recupera cuantitativamente el NH_4^+ intercambiable y el NO_3^- presentes en la muestra. Para la obtención de la *solución extracto* se pesaron aproximadamente 5g de suelo, se le adicionaban 20ml de KCl 2M (solución extractora) y se agitó 1h a velocidad media en agitador automático y temperatura ambiente. Luego se filtró con filtros Sartorius de 47mm \varnothing , kitasato y con ayuda de una bomba de vacío, para obtener la solución extracto (USDA-NRCS, 2004)

- *NO_3^- y NH_4^+ con EIS.* Para la medición de NO_3^- y NH_4^+ se trató al extracto de la misma forma que a la muestra de agua cuando se midieron ambos iones con los EIS respectivos.

- *NTS y CT.* Las muestras sufrieron un pre-tratamiento que consistió en el secado, tamizado (2 mm de abertura de malla) y molido del suelo, para luego analizarlas con el analizador Elemental C/N Leco TruSpec del laboratorio del IFEVA – UBA (Instituto de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas Vinculadas a la Agricultura - Universidad de Buenos Aires). Para la determinación de CT, se comprobó previamente que la cantidad de carbonatos del suelo no fueran significativos, mediante la reacción del suelo con HCl. El contenido de N y C en el suelo medido de esta forma se refiere al N y C en la fase sólida del suelo exclusivamente.

- *Humedad del suelo.* Se determinó mediante método gravimétrico en el que la humedad se calcula por diferencia de peso entre una muestra de suelo extraída del campo y la misma muestra secada en estufa a 105°C. Se pesa la alícuota de suelo húmedo (PH) y se la lleva a estufa a 105° C por unos 4 días o más. Luego se enfría en desecador por unas horas y finalmente se obtiene el peso del suelo seco (PS). En base a la diferencia de peso entre PH y PS se obtiene el porcentaje de humedad de dicha muestra (%H) ($\%H = 100 \times (PH - PS)/PH$). De esta forma, con el %H se pudo obtener el PS de la muestra partiendo del PH de la siguiente manera: $PS = PH - (\%H \times PH/100)$

- *pH*. Se determinó el pH en pasta mediante medidor de pH sin agregado de agua extra ya que al tratarse de suelo inundado, la consistencia de la muestra extraída ya presentaba la consistencia para medir esa forma de pH.

- *Granulometría*. El análisis granulométrico de Bouyoucos consiste en: el pesado de 50 gr (teniendo en cuenta la humedad), se realiza la dispersión de la muestra por medio del agregado de 100 ml de calgón (Hexametáfosfato de Na a 5%), se agita y se deja reposar 12 hs. Se realiza la dispersión física por agitado por 10 minutos con agitador automático. Se trasvasó a probeta de Bouyoucos y se sumergió el hidrómetro y se leyó a los 40 segundos exactos y se toma la temperatura (esa lectura corresponde a las sumas de las fracciones de arcilla y limo en suspensión); se vuelve a agitar y a las 2hs exactas se introdujo el hidrómetro y se realiza la lectura (esta corresponde a la fracción de arcilla en suspensión) y medición de la temperatura. Paralelamente se realizó la lectura de un blanco que consiste en el mismo procedimiento explicado antes pero sin suelo. La lectura del blanco se le resta a la de las muestras.

- *Materia Orgánica (MO)*. Se determinó mediante el método de la pérdida por ignición (LOI) que se basa en la determinación por pérdida directa de peso del suelo al someterlo a 500 °C en horno-mufla. Teniendo en cuenta que la MO comienza a quemarse a 200 °C y se quema totalmente a los 500 °C, la pérdida de peso se atribuye a la ignición total de la MO de la muestra en forma de dióxido de carbono. (Algunas desventajas anunciadas por el SAMLA (2004) para esta metodología son las posibles pérdidas de carbonato en suelos calcáreos y la desnaturalización y pérdida de agua estructural de las arcillas a 200 °C).

- *Carbonato ($CO_3^{=}$)*. Se calculó en base a la diferencia de peso de la muestra de suelo muflada a 500 °C y la misma llevada a 1.000 °C por 1h.

- *Fósforo Total (PT)*. Para su determinación, se pesaron unos 0,2 g de suelo seco a estufa (60°C, por dos días), a 550°C (1h), se digirieron con HCl 1N en plancha térmica. Luego se determina el PRS por el método del molibdato amónico.

- *Biomasa vegetal*. Se extrajo una muestra de suelo de unos 30cm x 30cm de superficie y una profundidad de 10 - 15cm extrayendo la vegetación aérea y subterránea del suelo para cada tratamiento (según uso y topografía). Se puso la muestra de tierra sobre tamiz de 2 mm de abertura de malla y se

expuso bajo la canilla con agua y se lavó la vegetación hasta la extracción prácticamente total de tierra. Se dejó un día al aire en una bandeja hasta que escurra el agua en exceso. Luego se pesó en bandeja de plástico (previamente tarada) y se llevó a estufa a 60°C por 5 días. Se la extrajo de la estufa y se la expuso a temperatura ambiente en un desecador y finalmente se la pesó.

El peso obtenido se lo refirió al área de la clausura y no al área de muestreo de la vegetación (30 x 30 x 12,5 cm).

III.1.3.B. Análisis de microorganismos

Se tomaron muestras para análisis de (a) microorganismos productores, libres y (b) asociados a un sustrato, y (c) microorganismos consumidores.

B.a. Microalgas libres

Para el caso de las algas libres, la muestra se obtuvo integrando toda la columna de agua por medio de una bomba centrífuga. Las muestras se fijaron con lugol acético al 1%, y se guardaron en frascos de plástico de 250 ml y conservaron en lugar oscuro hasta el momento del análisis. Para el análisis cuali y cuantitativo de las algas libres se utilizó la técnica de sedimentación según Utermöhl con microscopio invertido 'Labomed, TCM 400' utilizando cámaras tubulares de sedimentación de 5 y 10 ml, según la abundancia de organismos (Lund, 1951; Lund *et al*, 1958; Rott *et al*, 2007). Se realizaron 2 alícuotas por muestra para poder contrastar ambas mediante el coeficiente de variación de las especies dominantes (C.V. < 20%).

B.b. Perifiton

En el caso del perifiton, se extrajeron restos vegetales del suelo en cada clausura y se colocaron en bolsas de 10 x 15 cm de tela de red de nylon sujetas al borde de la clausura quedando la bolsa en el agua de manera que en cada evento de muestreo se tomaban algunos restos de plantas que serían colonizadas por la comunidad perifítica. La muestra se fijó con formol al 4%. En el laboratorio se raspaban las superficies de los restos vegetales y el resultado de ese raspado se llevaba a un frasco de plástico con agua destilada (Fig.III-10). La muestra así procesada se la trataba como la muestra para el

análisis de algas libres. El análisis del perifiton fue cualitativo y se utilizó el microscopio óptico Bausch & Lomb.



Restos vegetales con
perifiton asociado

Raspado

Perifiton

Figura III-10. Método de raspado de los restos de vegetales para extracción del perifiton asociado.

Para la identificación de las especies de algas se consultó la siguiente bibliografía: ficología general: Bourrelly (1968, 1970, 1972), Lee (2008); para diatomeas (Bacillariophyceae): Cleve-Euler (1951), Metzeltin & Garcia-Rodriguez (2003), Patrick & Reimer (1966, 1975), Weber (1971), Germain (1981); Cianobacterias: Geitler (1932), Huber-Pestalozzi (1983), Komárek & Anagnostidis (1998, 2005); Clorofitas: Ramanathan (1964); Komárek & Fott (1983); Euglenofitas: Tell & Conforti (1986); fitoplancton de la provincia de Buenos Aires: Guarrera, *et al*, 1968; Guarrera, *et al* (1972).

Durante el análisis cuantitativo de las algas se tomaron fotografías con cámara digital Olympus adaptada al microscopio invertido.

Para la obtención del índice de diversidad de Shannon (H) así como la riqueza específica y la equitabilidad, se utilizó el software MVSP (MultiVariate Statistical Package) (Kovach, 2001). Las tres variables para cada tratamiento se obtuvieron en cada evento de muestreo, y surgen a partir del promedio de abundancias de las microalgas de las tres réplicas para cada evento.

B.c. Microorganismos consumidores

En el caso de los consumidores, se filtraron entre 3 y 7,5 litros de agua, y la muestra resultante (250ml) se fijó con formaldehído al 5%.

Todas las muestras se conservaron a 4°C hasta su análisis.

El análisis cuali y cuantitativo se realizó utilizando cámaras de Sedwick-Rafter de 1ml y Bogorov de 10ml microscopio óptico Bausch & Lomb y microscopio estereoscópico Olympus SZ61, observando la totalidad de la cámara.

Para la identificación de las especies de protistas y metazoos, se utilizó la siguiente bibliografía: para rotíferos: Segers (1995), De Smet (1996), Koste (1978); tecamebas: Elster & Ohle (1972), ciliados: Bick (1972), Curds (1982), Curds *et al* (1983), crustaceos copépodos: Reid (1985), y nematodes: Proyecto Darwin de Nematodes (2009).

III.1.3.C. Análisis estadísticos

Para el análisis estadístico de los datos se utilizaron: test 't' de Student (diferencias significativas: $p < \alpha$), análisis de la varianza (ANOVA) de una y dos vías (diferencias significativas: $p < \alpha$), y análisis de correlación simple (diferencias significativas: $p > \alpha$). Para todos ellos se utilizó un nivel de confianza de 0,05 (α : 0,05). En los resultados se presenta el valor de probabilidad o en algunos casos directamente se indica si ésta es menor al nivel de confianza y se presenta como: $p < 0,05$; y $p < 0,01$ cuando la probabilidad es marcadamente baja (Sokal & Rohlf, 1979).

III.2. Experiencias de laboratorio

III.2.A. Descomposición de las plantas sumergidas en la inundación

Se realizaron experimentos en condiciones de laboratorio utilizando el “método de las bolsas con material a descomponer” de Crossley & Hoglund (1962) (“litter bags decomposition method”) con suelo proveniente del mismo sitio y momento en que se realizaron las experiencias en el campo. El método fue utilizado en sistemas terrestres pero ya desde 1969 se utilizó para calcular la descomposición en ecosistemas acuáticos (Mathews & Kawalczewski, 1969), y consiste en colocar una cantidad conocida de material vegetal en pequeñas bolsas de tela de red y cuantificar el peso luego de dejarlas un tiempo determinado bajo el agua. Se asume que la pérdida de peso del material vegetal se debe a la descomposición (Crossley & Hoglund 1962; Swift & Anderson 1979, 1983, 1989; Poi de Neiff *et al*, 2006).

a. Suelo

El suelo utilizado en la experiencia fue recolectado en Jun-2006, en el mismo lugar y momento donde se llevó a cabo la experiencia *in situ* (Escuela MC & ML Inchausti, Valdés, 25 de Mayo, Buenos Aires). Se extrajeron entre 1.500 y 1.750 g de suelo superficial (20 cm de profundidad) para cada tipo según tipo de uso de suelo y topografía: La, Lm, MLa, MLm y Bs/u (L: Loma, ML: Media Loma, B: Bajo; a: uso agrícola, m: uso mixto, s/u: sin uso). Las muestras de suelo se conservaron en bolsas de 30 x 20 cm de nylon transparente herméticamente cerradas, hasta el momento de su uso en lugar fresco y oscuro. Las características granulométricas y químicas de los suelos son las mismas que las de las experiencias *in situ*.

b. Material Vegetal

Se recolectaron en estado previo al tratamiento de inundación, la parte aérea de las plantas terrestres de los suelos de los cinco tratamientos, en proporción aproximada a la cobertura de cada especie en cada sitio. Las especies se diferenciaban básicamente por el tipo de uso del suelo (a, m y s/u), y aunque no hubo diferencias importantes entre L y ML, la recolección se

realizó en cada sitio específicamente. En la tabla III.iii se citan las especies encontradas en cada sitio ordenadas de acuerdo a la mayor cobertura, se muestra una foto con la vegetación en cada tipo de suelo:

Tratamiento	Vegetación dominante	Familia	Cobertura	
Mixto (L y ML)		<i>Pasturas:</i> - <i>Festuca arundinacea</i> (Festuca alta) - <i>Bromus unioloides</i> (Cebadilla criolla) - <i>Trifolium repens</i> (Trébol blanco) - <i>Stellaria media</i> (Capiquí) - <i>Cynara cardunculus</i> (Cardo de Castilla) - <i>Eragrostis lugens</i> (Paja voladora o Pasto ilusión) - <i>Poa annua</i> (Pastito de invierno)	- Poaceae - Poaceae - Fabaceae - Caryophyllaceae - Compositae - Poaceae - Poaceae	+++ +++ +++ ++ ++ + +
Agrícola (L y ML)		- <i>Glycine max</i> (Soja) - <i>Stellaria media</i> (Capiquí) - <i>Trifolium repens</i> (Trébol blanco) - <i>Lolium multiflorum</i> (Ray grás anual) - <i>Poa annua</i> (Pastito de invierno) - <i>Cerastium glomeratum</i> - <i>Lamium amplexicaule</i> (Ortiga mansa o Falsa ortiga)	- Fabaceae - Caryophyllaceae - Fabaceae - Poaceae - Poaceae - Caryophyllaceae - Lamiaceae	++ +++ + ++ + + +
Sin uso (B)		- <i>Distichlis spicata</i> (Pelo de Chancho) - <i>Sorghum halepense</i> (Sorgo de Alepo) - <i>Bromus scarinus</i> , - <i>Trifolium repens</i> (Trébol blanco; Fabaceae).	- Poaceae - Poaceae - Poaceae - Fabaceae	+++ +++ ++ +

Tabla III-iii. Especies de plantas en los tres tipos de suelo (agrícola, mixto y sin uso), se detalla la familia y la cobertura y se adjunta una foto.

Las muestras de vegetación se conservaron a 40°C en bolsas de nylon de 15 cm x 10 cm herméticamente cerradas y se colocaron en bandeja de plástico para su secado al aire. Se utilizó el material vegetal secado al aire porque el

secado a 105°C afecta la pérdida de peso y la liberación de nutrientes (Poi de Neiff *et al*, 2006).

El material vegetal se cortó en fragmentos de unos 3 cm de largo para que entren en las bolsas de descomposición. Se contó con tres réplicas para cada evento de muestreo y un control que consistió en un filtro de fibra de celulosa 'Toyo' de 11 cm de diámetro, el cual se estima que no habría degradación y por lo tanto tampoco variación del peso.

c. Agua de inundación

El agua utilizada para inundar el suelo en esta experiencia fue tomada del agua corriente de la escuela Inchausti y dado que fue el mismo agua utilizada en la experiencia *in situ*, sus características son las mismas que las del 'agua origen' de las experiencias *in situ*.

d. Puesta a punto del experimento

El método se basa en colocar una cantidad determinada de material vegetal (Pi) en la bolsa de descomposición; sumergirla en agua y luego de un determinado tiempo, se cuantifica la pérdida que sufrió por descomposición (Pt).

Para simular las condiciones de suelo inundado en laboratorio, se utilizaron frascos cilíndricos de vidrio transparente de 22 cm de alto y 14 cm de diámetro. Se realizaron cinco tratamientos (L: *a* y *m*; ML: *a* y *m*, y B) y se respetó la misma secuencia de muestreo que en la experiencia *in situ*: cada 1 día en L, cada 15 días en ML y cada 30 en B (Tabla III-iv). En cada evento de muestreo se extraían 3 réplicas y un control.

Topografía	Día a	Día b	Día c	Día d	Día e	Duración
Suelo L	1	2	3	4	5	5 días
Suelo ML	1	15	30	45	60	60 días
Suelo B	1	30	60	90	120	120 días

Tabla III-iv. Secuencia de muestreo y duración de la experiencia según topografía (L: loma; ML: media loma; B: bajo).

e. Bolsas de descomposición.

Encargadas de contener una cantidad determinada de material vegetal a descomponer. Se utilizó tela de red de nylon negra con una abertura de maya romboidal de 6 x 4 mm, un tamaño por bolsa de 5,5 x 4,5 cm aproximadamente (Fig.III-12).

f. Microcosmos

El volúmen de los frascos fue de 3 litros (Fig.III-11). Cada frasco contaba con unos 4,5 cm de profundidad de suelo y el resto de agua. Se sumergieron 5 grupos de bolsas (uno por evento), cada grupo contaba con 4 bolsas (3 réplicas + 1 control) pesadas antes de sumergirlas (Pi) en balanza de precisión (Mettler H80, máx 160 g, d = 0,1).

Una vez extraídas, se las llevó a estufa a 60°C hasta su secado total

(aproximadamente una semana), se dejaron en desecador hasta llegar a la temperatura ambiente y finalmente se obtenía su peso final (Pt).

También se midieron en el agua: pH, turbidez, temperatura del agua, salinidad y conductividad (con sensor múltiple Horiba U-10), así como el OD del agua (oxímetro YSI). Se midió la concentración de polifenoles solubles a los 3 y 5 días en L-a; a los 30, 45 y 60 en ML-a y ML-m y a los 30, 60, 90 y 120 días en B según el método colorimétrico con folin y sin réplicas (APHA, 1995).

g. Condiciones

Durante la experiencia los frascos con agua, suelo y material vegetal se mantuvieron a 20°C (±1°C) de temperatura y fotoperiodo de 12/12, en incubadora (Fig. III-12).

h. Cálculos y análisis estadísticos

La tasa de descomposición se estimó de acuerdo a la fórmula:

$$(A) \quad \text{Tasa de descomposición (k)} = (P_i / P_t) / t$$

Donde: P_i : masa inicial (g)

P_t : masa remanente en el tiempo t (g)

t: tiempo (días)

También se obtuvo siguiendo el modelo de Olson (1963) (Poi de Neiff *et al*, 2006; Reddy & DeLaune, 2008):

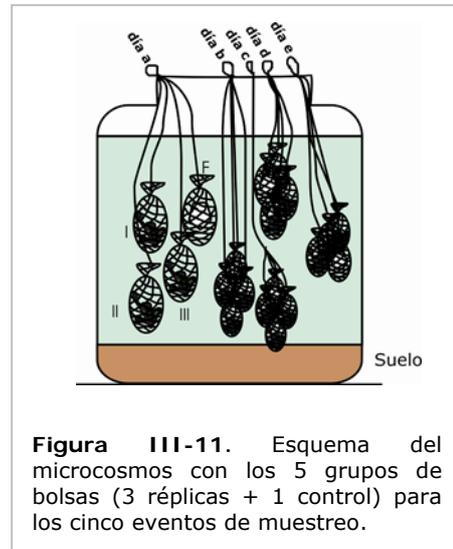


Figura III-11. Esquema del microcosmos con los 5 grupos de bolsas (3 réplicas + 1 control) para los cinco eventos de muestreo.

(B) Tasa de descomposición $(-k) = \ln(P_i/P_t) / t$

Se aplicaron los siguientes análisis estadísticos: análisis de la varianza (ANOVA), test de 't', y correlación, en todos los casos con un nivel de confianza de un 95%.

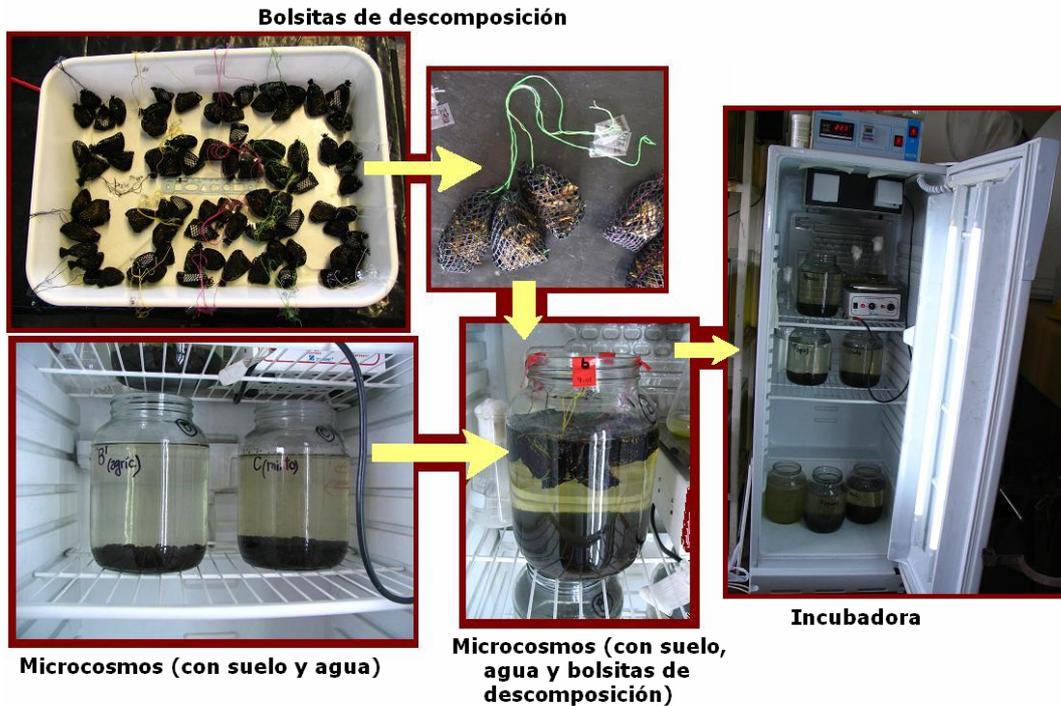


Figura III-12. Fotografías de las bolsas de descomposición, microcosmos e incubadora utilizados en el experimento.

III.2.B. Biomasa (clorofila *a*) y sucesión de microorganismos bajo condiciones controladas de laboratorio

B.a TRATAMIENTOS

Se expusieron 3 muestras de suelo que fueron sometidas a distinto uso (agrícola, *a*; mixto, *m* o sin uso, *s/u*) bajo condiciones fijas de fotoperíodo y temperatura coincidentes con las condiciones en que se realizó el experimento en el campo (otoño-invierno).

Se realizó un promedio para ambas variables con datos de Bragado (ciudad más cercana al lugar donde se realizaron las experiencias *in situ* de la que se disponían los datos necesarios) (Weather Channel, 2008) (tablas III-v y -vi).

OTOÑO			INVIERNO		
Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep
11,23	10,33	9,86	10,04	10,79	11,83
10,471			10,887		
10:28'16"			10:53'13"		
10:30			10:53		
10:40					

Tabla III-v. Duración del día (horas de luz) en los meses de otoño e invierno de Bragado (Bs As). Las celdas en color corresponden a los promedios entre los tres meses de cada estación (celdas en color, arriba) y entre ambas estaciones (celda en color, abajo).



Figura III-13. Incubadora utilizada en la experiencia.

Tabla III-vi. Temperatura (°C) en los meses de otoño e invierno de Bragado (Bs As). Las celdas en color corresponden a los promedios entre los tres meses de cada estación (celdas en color, arriba) y entre ambas estaciones (celda en color, abajo).

OTOÑO			INVIERNO		
Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep
16	13	9	9	11	13
12,7			11,0		
11,8					

De estos datos resultan los promedios para otoño de 12,7°C y de 11°C para el invierno y de 12°C el promedio total. El foto período calculado para el periodo fue de 10hs: 40minútos.

La incubadora fue programada para exponer los tratamientos a una duración de luz continua de 10 horas 40 minutos por día, con una intensidad de $37 \mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$, y a una temperatura de 12°C ($\pm 1^\circ\text{C}$) (Fig-III-13).

B.b LUZ. La fuente de luz utilizada en la incubadora consistió de 2 tubos fluorescentes fríos Osram L30W/77 Fluora Germany, que, en momentos de luz, emitían juntos $37 \mu\text{mol fotones} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ o $\mu\text{E} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ (intensidad lumínica), de 1-000 lm (flujo luminoso) y 30 W (voltaje). Las longitudes de onda de la luz emitida por los tubos, es una fuente particularmente fuerte, hacia los

azules y rojos del espectro, y por lo tanto ideales para promover el crecimiento biológico de las plantas, por lo que se utilizan comúnmente en laboratorios para el crecimiento de plantas. Otros autores usaron $40 \mu\text{mol foton}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ para experiencias similares (Coles & Jones, 2000).

B.c. SUELO. El suelo utilizado fue extraído en el mismo momento en que se realizaron las experiencias *in situ* (2006). La muestra de suelo estuvo en bolsa herméticamente cerrada y en oscuridad hasta el momento en que se realizó la experiencia.

Se realizaron 3 tratamientos y un control. Los tratamientos fueron: (a) suelo agrícola, (m) suelo mixto y (s/u) suelo sin uso. Para el suelo m se realizó la mezcla y homogeneizado manual de dos réplicas de suelo m en la loma y dos de la media loma, y lo mismo se hizo para el suelo del tratamiento a, con suelo de la loma y media loma del sector agrícola, y en el suelo s/u, se homogeneizaron dos alícuotas de suelo del sector s/u en el campo.

B.d AGUA. Para seleccionar el agua para simular la inundación del suelo, se tuvo en cuenta la conductividad y concentración de nitratos y nitritos del agua utilizada en el campo (Tabla III-vii). Luego de analizar 3 marcas comerciales de agua mineral (Cimes, Villa del Sur y Nestlé), el agua utilizada fue el agua mineral Villa del Sur.

Agua →	Usada en el campo	Cimes	Villa del Sur	Nestlé Pureza Vital
Variables ↓				
Conductividad ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	715	378	768	570
$\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	6,3	1,15	0,11	0,43

Tabla III-vii. Valores de conductividad y nitrato y nitrito en el agua utilizada para inundar el suelo en el campo y las aguas evaluadas con el mismo objetivo en la experiencia de laboratorio.

Sobre la base de la conductividad, el agua *Villa del Sur* fue la que más se asemejaba en cuanto a la conductividad, al agua utilizada en el campo, pero con la adición de N en forma de KNO_3 ya que el nivel de nitratos del agua mineral era muy bajo. Luego del agregado de agua sobre el suelo se dejó estabilizar el sistema suelo-agua un día. El agua utilizada para inundar el suelo en laboratorio (*agua origen*), presentó una concentración de NO_3^- luego de la adición de KNO_3 , de $1.560 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, que no fue la misma concentración que la

registrada en el agua utilizada en el campo ($6.200 \mu\text{g.l}^{-1}$), para descartar la posibilidad de una producción explosiva de microalgas que imposibilite cumplir con el objetivo propuesto en dicha experiencia.

B.e MICROCOSMOS. El microcosmos utilizado consistió en un frasco de vidrio transparente con un volumen de 3 litros y sin tapa (Fig.III.14).

Se colocaron entre 300 y 600 g de suelo en su base, y luego se inundó con agua de forma de producir el menor disturbio posible, y se dejó estabilizar un día para dar comienzo a la experiencia.



Figura III-14. Microcosmos.

Inicio del experimento. El experimento comenzó el 9 de septiembre de 2008 y tuvo una duración de 52 días. Los experimentos en microcosmos (ej matraces) a largo plazo pueden producir artificios que aumentan la varianza entre réplicas y por lo tanto, conducen a resultados engañosos (Viner, 1984). Viner (1984) usó Erlenmeyers para un periodo de 17 días, obteniendo resultados válidos.

Se realizaron los 3 tratamientos (*a*, *m* y *s/u*) y un control (C) -que consistió en agua sin suelo- con 3 réplicas cada uno, con un total de 12 microcosmos (Fig.III-15).

Durante la experiencia se realizaron 10 eventos de muestreo en los días: 1, 4, 9, 14,18, 23, 30, 38, 45 y 52.

Los parámetros medidos en cada evento fueron: altura hidrométrica, temperatura del agua, pH, conductividad, oxígeno disuelto, turbidez, luz en el agua, concentración de NO_3^- y NO_2^- con el método de reducción con hidracina (APHA 1995), PRS (fósforo reactivo soluble) método del del molibdato amónico (APHA, 1995), NH_4^+ método del fenol (APHA, 1995), polifenoles solubles con el método del reactivo de Folin-carbonato tartrato (APHA, 1995), MOD (materia orgánica disuelta) método de lectura

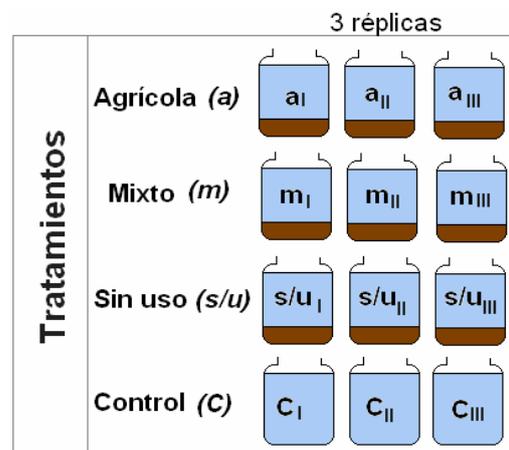


Figura III-15. Esquema de los tres tratamientos y control con sus réplicas en la experiencia de laboratorio.

directa a 440nm de longitud de onda (Kirk, 1983) y concentración de clorofila 'a' (método de extracción con acetona (APHA, 1995).

Para las mediciones de temperatura, pH, conductividad y OD se utilizó un analizador multiparamétrico y datalogger Consort C862. La turbidez se midió con un turbidímetro Hach 2100P, y la luz con luxímetro LI-COR 250A Inc.

Bibliografía

- American Public Health Association (1995) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. APHA, AWWA, WEF, Washington, DC.
- Andersen JM (1976) An ignition method for the determination of total phosphorous in lake sediments. *Water Research* **10** 329-331.
- Bashour II & Sayegh H (2007) *Methods of analysis for soils of arid and semi-arid regions*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Bick, H (1972). *Ciliated protozoa*. World Health Organization. Geneva.
- Bourrelly P (1968) *Les algues d'eau douce*. Tomo II: les algues jeunes et brunes, Boubée & Cie, Paris.
- Bourrelly P (1970) *Les algues d'eau douce* Tomo III: les algues bleues et rouges. Les Eugleniens, Peridiniens et Cryptomonadines. Boubée & Cie, Paris.
- Bourrelly P (1972) *Les algues d'eau douce*. Tomo I: les algues vertes. Boubée & Cie, Paris.
- Burkart SE, León RJC, Movia CP (1990) Inventario fitosociológico del pastizal de la depresión del Salado (Provincia de Buenos Aires) en un área representativa de sus ambientes. *Darwiniana* **30**:27-69
- Cleve-Euler A (1951) *Die Diatomeen Von Schweden und Finnland*. Almqvist & Wiksells Boktryckeri-A.-B., Stockholm.
- Coles J.F and R.C.H. Jones (2000) Effect of temperature on photosynthesis-light response and growth of four phytoplankton species isolated from a tidal freshwater river, *J. Phycol.* **36** 7-16
- Crossley DA Jr & MP Høglund (1962) A litter bag method for the study of microarthropods inhabiting leaf litter. *Ecology* **43** 571-574.
- Curds CR (1982) *British and Other Freshwater Ciliated Protozoa Part I Ciliophora: Kinetofragminophora*. Cambridge University.
- Curds CR, Gates MA & McL Roberts D (1983) *British and Other Freshwater Ciliated Protozoa Part II Ciliophora: Oligohymenophora and Polyhymenophora*. Cambridge University.
- De Smet W (1996) Rotifera: the Proalidae (Monogononta). In *Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World*, Vol. 4, Dumont H (coord. ed).

- Dean WE Jr (1974) Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: comparison with other methods. *Journal of Sedimentary Petrology* **44** 242-248.
- Elster H-J & Ohle W (Eds.) (1972) Das Zooplankton der Binnengewässer. 1. Teil. pp 194.
- Geitler L (1932) Cyanophyceae. In: *Raberhorst's L. Kryptogamen Flora von Deutschland, Oesterreich und der Scweizerland* **14** 1-1196.
- Germain H (1981) Flore des diatomées. Diatomophycées. Société Nouvelle des éditions Boubée 11, Saint-Michel, París. 444 p.
- GLCFAPP Earth Science Data Interface (2006) (en línea) Disponible en web: <http://glcfapp.umiacs.umd.edu:8080/esdi/index.jsp> (Consulta: 15 de agosto de 2006).
- Guarrera SZ, Cabrera SM, López F & Tell G (1968) Fitoplancton de las aguas superficiales de la provincia de Buenos Aires. *Revista del Museo de La Plata, Universidad Nacional de La Plata. Botánica* **X** (49), 223-331.
- Guarrera SA, Malacalza L & F López (1972) Fitoplancton de las aguas superficiales de la provincia de Buenos Aires. II. Complejo lagunar Salada Grande – Encadenadas del Oeste y Encadenadas del Sur. *Revista del Museo de La Plata (Nueva Serie) Botánica* **12** (67), 161- 219.
- Huber-Pestalozzi G (1983) *Chlorophyceae (Grünal-gen) Ordnung: Chlorococcales* (Hrsg.) *Band XVI, Teil 7, 1. Hälfte*. Von J. Komárek und B. Fott. 1044 pp.
- Kirk, T. O . (1983): *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*. - Cambridge University Press, 401 pp
- Komárek J & B Fott (1983) Das Phytoplankton des Süßwasser Systematik und Biologie. Chlorophyceae (Grünalgen) Ordnung: Chlorococcales. Von Huber-Pestalozzi. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u Obermiller) Stuttgart, Germany, 1044 p.
- Komárek J & K Anagnostidis (1998) Cyanoprokaryota, 1.Teil: Chroococcales. In: *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 19/1 (Ettl H., Gärtner G., Heynigh H. and Mollenhauer D. Eds.). Spektrum Akademischer Verlag GmbH, Berlin, 548 pp.
- Komárek J & K Anagnostidis (2005) Cyanoprokaryota, 2.Teil/2nd part: Oscillatoriales. In: *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 19/2 (Burkhard Budel, Lothar Krienitz, Georg Gartner and Michael Schagerl, Eds.). Elsevier, Munchen, 759 p.

- Koste W (1978) Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Ein Bestimmungswerk, begründet von Max Voigt. Überordnung Monogononta. Gebr.
- Kovach W (2001) Multi-variate statistical package (MVSP), ver 3.12d. Pentraeth, UK: Kovach Computing Service.
- Lee RE (2008) *Phycology*. Cambridge University, Colorado State Univ., USA.
- Lund JWG (1951) A sedimentation technique for counting algae and other organisms. *Hydrobiologia* **3**(4), 390-394.
- Lund JWG, Kipling C & Le Cren ED (1958) The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia* **11**(2), 143-170.
- Mathews CP & A Kowalczewski (1969) Disappearance of litter and its contribution to production in the River Thames. *J. Ecol.* **57**, 543 - 552.
- Metzeltin D & García-Rodríguez F. (2003) Las diatomeas uruguayas. 210 pp. Montevideo, Uruguay, Montevideo DI.R.A.C.
- Patrick R & C Reimer (1966) The diatoms of United States. Vol. 1. Monogr. Ac. Nat. Scies. Philadelphia 13.
- Patrick R & C Reimer (1975) The diatoms of United States. Vol. 2. Part I Monogr. Ac. Nat. Scies. Philadelphia
- Poi de Neiff A, Neiff JJ & Casco SL (2006) Litter decomposition in three wetland types Paraná River floodplain. *Wetlands* **26** (2), 558-566.
- Proyecto Darwin. Nematodes (en línea) Disponible en web: <http://.pml.ac.uk/nematode/tech/nemid.htm> (Consulta: 5 de febrero de 2009).
- Ramanathan KR (1964) Ulothricales in New Delhi. In: Indian Council of Agricultural research, I.C.A.R. 188 pp.
- Reddy KR & DeLaune RD (2008) *Biogeochemistry of Wetlands. Science and Applications*. EUA, New York.
- Reid J (1985) Clave de identificação e lista de referências bibliográficas para as especies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoidea (Crustacea, Copepoda). *Boletim de zoologia Universidade Sao Paulo* **9**: 17-143.
- Rott E, Salmaso N & Hoehn E (2007) Quality control of Utermöhl-based phytoplankton counting and biovolume estimates-an easy task or a Gordial knot. *Hydrobiologia* **578**, 141-146.

- SAMLA (Sistema de Apoyo Metodológico a los Laboratorios de Análisis de suelos, agua, vegetales y enmiendas orgánicas). 2004. Recopilación de las técnicas de laboratorio vigentes y reconocidas por el SAMLA, en proceso de revisión y actualización en el marco del convenio IRAM-SAGyA. Resolución N°478/98 y 238/03.
- Segers H. 1995. Rotifera: the Lecanidae (Monogononta). In Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World, Vol. 6, Dumont H (Coord. Ed) SPB Academic Publishing: The Hague.
- Sokal RR & Rohlf FJ (1979) *Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica*. W H Freeman and Company, Madrid. 832 pp.
- Swift MJ and Anderson JM (1979) Decomposition in terrestrial ecosystems. *Ecosystems*, Blackwell Scientific Publication, Oxford, Great Britain.
- Swift MJ and Anderson JM (1983) Decomposition in tropical forest. En: Sutton S. L.; Whitmore, T.C.; y Cadwic, A.C (eds.) *Tropical Rain Forest: ecology and management*. Oxford. Blackwell. pp. 287-309.
- Swift MJ and Anderson JM (1989) Decomposition. In: Lieth, H., Werger M. J. A. (Eds.) *Tropical Rain Forest Ecosystems. Biogeographical and Ecological Studies*. Elsevier, Amsterdam, pp 547-569.
- Tell G & V Conforti (1986) Euglenophyta pigmentadas de la Argentina. *J. Cramer. Berlín, Stuttgart*. 301 p.
- USDA-NRCS (United States Department of Agriculture - Natural Resources Conservation Service) (2004) *Soil Survey Laboratory Methods Manual: Soil Survey Investigations Report No.42, Version 4.0*. Rebecca Burt Ed., U.S. Govt. Print. Office, Washington, DC. USA.
- Varela M (1981) El problema de la determinación de clorofila a en el fitomicrobentos: discusión sobre la metodología. *Oecología Aquatica* 5, 7-19.
- Viner AB (1984) Laboratory experiments on the effects of light and temperature on the uptake of nutrients by Lake Rotongaio phytoplankton. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 18 323-340.
- Weather Channel (en línea) Disponible en web: <http://espanol.weather.com/climate/annualClimo-Bragado-ARBA0008> (Consulta: 13 de julio de 2008).
- Weber CI (1971) A guide to the common diatoms at Water Pollution Surveillance System Stations. U.S. EPA, Ohio, 98 p.

- Wetzel RG & Likens GE (1991) *Limnological analyses*. 2nd Edition. Springer-Verlag, New York.
- Włodarczyk T, Stepniewski W & Brzezinska (2002) Dehydrogenase activity, redox potential, and emissions of CO₂ and NO₂ from Cambisols under flooding condition. *Biol Fertil Soils* **36** 200-206.

Capítulo IV. Resultados

IV.1. Experiencia *in situ*

IV.1.1. Caracterización del área de estudio

1. Características regionales

La imagen satelital y la foto aérea representaron dos fuentes de información que se complementaron y permitieron identificar las áreas deprimidas, mientras que la carta topográfica junto con las coordenadas del sitio en estudio ($60^{\circ} 32' 53''$ y $60^{\circ} 33' 19''$ longitud oeste, $35^{\circ} 36' 29''$ y $35^{\circ} 37' 20''$ latitud sur) permitieron ortorectificar las dos anteriores para ubicar en todas las imágenes los puntos de muestreo (Fig.1-1).

Una vez ubicados los puntos de muestreo en las fotos aéreas se realizó un GIS (Sistema de Información Geográfica) sencillo para obtener información ecológica del sitio, como también de los cuerpos de agua cercanos, zonas deprimidas, caminos de acceso, cobertura vegetal y tipos de vegetación (Fig.1-2).



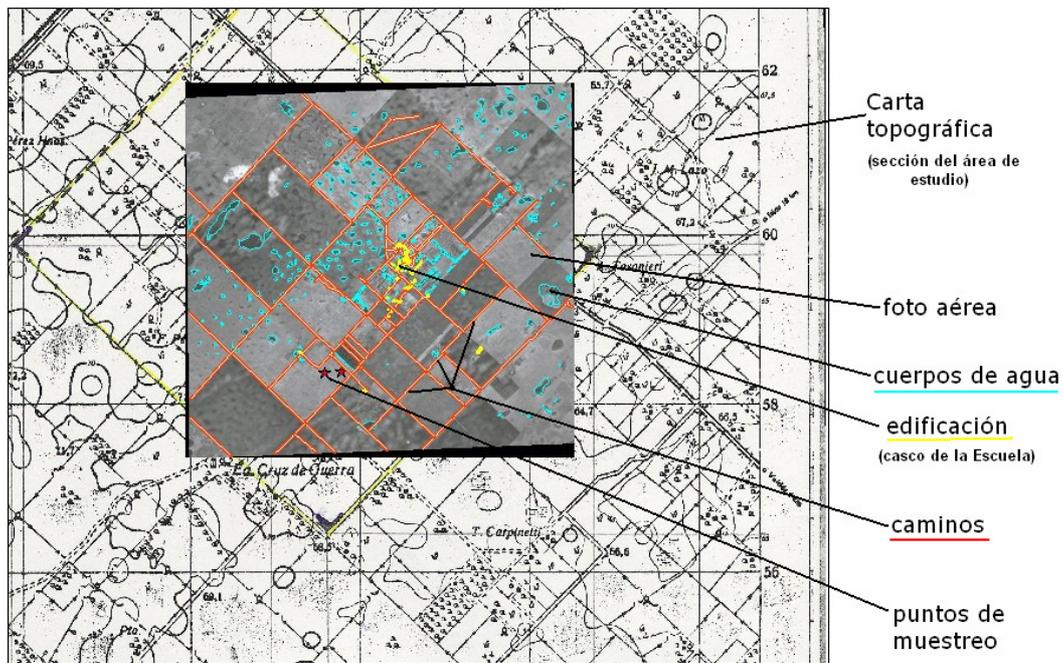


Figura 1-2. Fotografía aérea y carta topográfica superpuestas según resultados de ortorectificación. La fotografía aérea muestra capas con distinta información en distintos colores.

Por otro lado a partir de la imagen satelital y por medio de la técnica de combinación de bandas (utilizándose específicamente la combinación Tasseled Cap in RGB) se pudieron visualizar los distintos usos del suelo y los cuerpos de agua (Fig. 1-3). Asimismo, se pudo comprobar que los cuerpos de agua más importantes del sector en estudio muestran una orientación SO-NE que coincide con la de las dunas longitudinales características de la Pampa Ondulada (Fig.1-4).

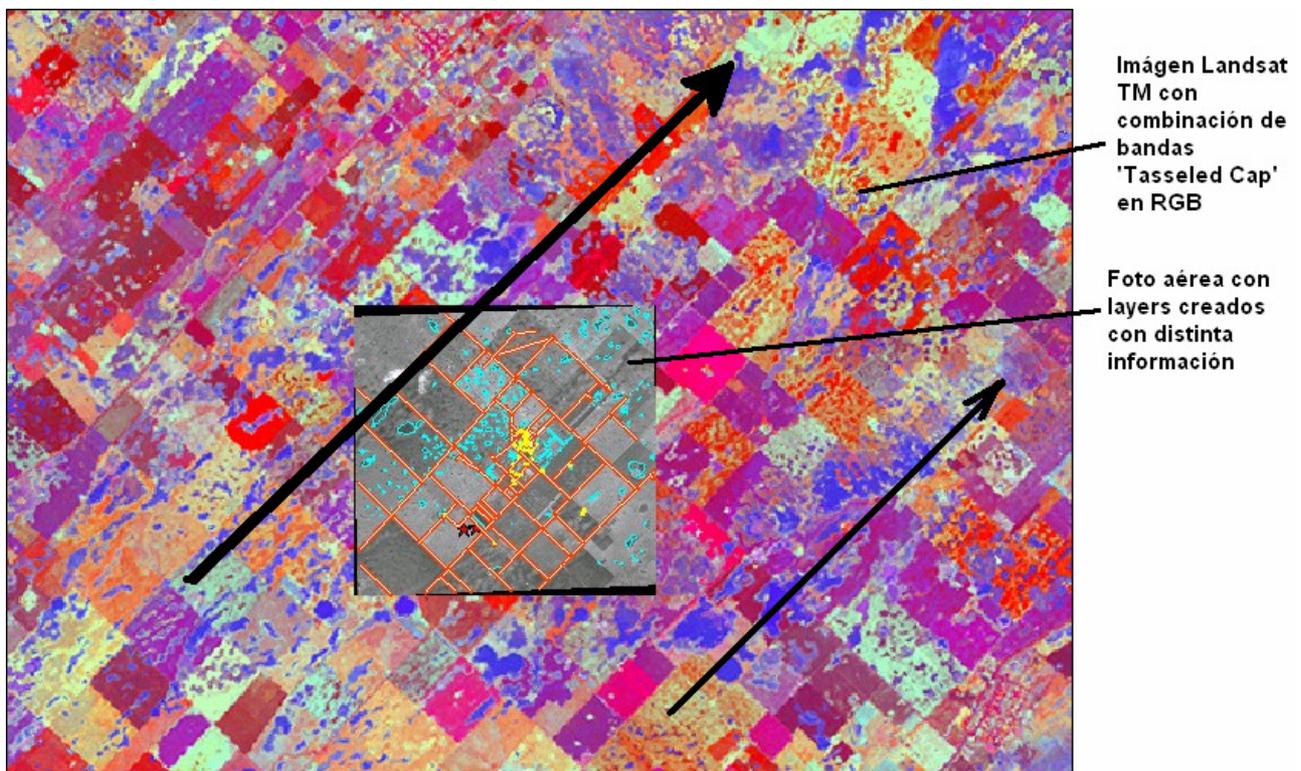


Figura 1-3. Imagen satelital con combinación de bandas, solapamiento de foto digital con caminos y accesos y cuerpos de agua. La flecha muestra la orientación de los cuerpos de agua.

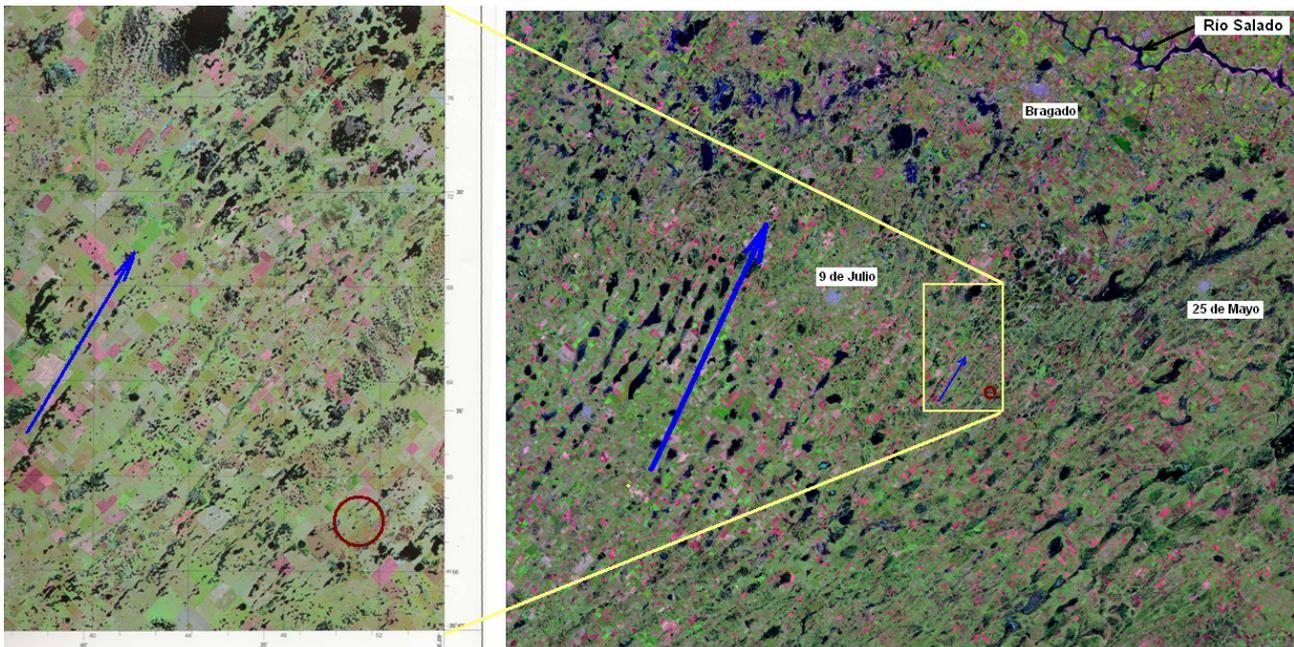


Figura 1-4. Imagen satelital (Landsat 5 TM) en falso color compuesto (bandas IR cercano- IR medio - azul) la flecha indica la orientación de las dunas longitudinales, en negro las zonas inundadas, el círculo encierra el sector en estudio.

Se trabajó en el producto de falso color compuesto (combinación de bandas azul, rojo y verde) (Fig 1-4) para resaltar diferentes aspectos de la cobertura terrestre, con lo cual puede realizarse un análisis visual para considerar sus diferentes características. La zona en estudio se encuentra ubicada en un sector de la Pampa Ondulada con una proporción relativamente alta de depresiones topográficas (zonas en negro en la Fig. 1-4) que corresponden a zonas inundables y con un sentido SO-NE de la escorrentía a gran escala (Fig.1-3).

2 Características locales

Breve descripción del suelo superficial de la experiencia *in situ* (30 cm superficiales) a partir de las observaciones del perfil en el momento de la confección de las clausuras (14 junio 2006) (Fig. 1-5):

- Loma, uso mixto (L-m): mostró estructura migajosa, textura franco-arenosa (FA) al tacto, plasticidad leve a nula, desarrollo radicular escaso hasta 10-15cm de profundidad.
- Loma, uso agrícola (L-a): estructura migajosa y de menor desarrollo, textura al tacto FA, desarrollo radicular escaso hasta los 10-15cm. Se encontraron restos secos de soja.
- Media Loma, uso mixto (ML-m): textura FA y algo de arena suelta. Desarrollo radicular escaso (10-15 cm).

- Media Loma, uso agrícola (ML-a): textura FA pero con evidente presencia de arenas, clastos grandes, agregados algo más débiles que en ML-m, débiles colores marrón pardo no tan oscuro como en L, desarrollo radicular escaso.

- Bajo, sin uso (B-s/u): suelo con un grado de estructura moderado, del tipo subangular, con algo de arena suelta, colores pardos muy oscuros, y rasgos hidromórficos: barnices y moteados. Mayor desarrollo radicular. La textura es más arcillosa en la parte superficial pero más arenosa desde los 15-20 cm de profundidad hacia abajo. Moteados naranja-pardos. Presencia de algunos musgos en la superficie.

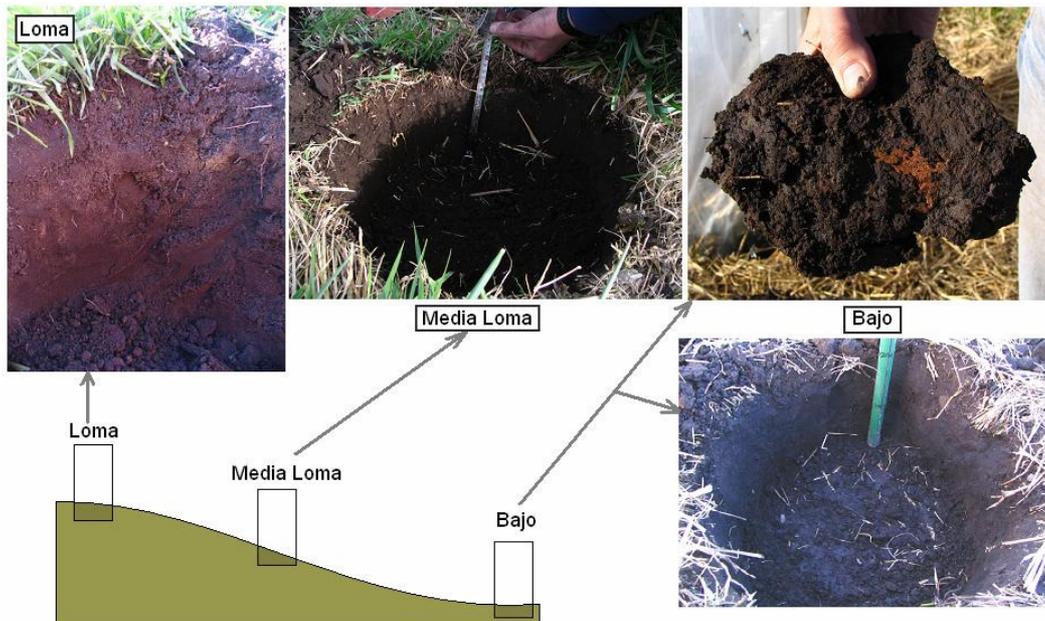


Figura 1-5. Fotos del perfil al momento de realizar la instalación de las clausuras.

A continuación se presentan las características generales (Tabla 1-II) y de vegetación (Tablas 1-III) de los suelos sometidos a la experimentación *in situ*.

Topog r	Us o	% H ^o	% MO	% CO ₃ ⁼	Clase text (*)	% Arena				% Limo	% arcilla	pH	PT (µg.g ⁻¹)
						Gruesa (2000 - 500 µm)	Media (500 - 250 µm)	Fina (250 - 53 µm)	% Arena total				
L	a	21,51	5,96	1,8	AF	5,1	7,5	64,9	77,5	12,2	3,6	5,78	314,5
	a'	18,84	4,90	1,68	AF	11,3	7,9	66,9	82,3	7,3	1,7	5,81	279,7
	m	16,32	5,40	1,29	A	5,7	8,7	76,6	91,1	0,6	2,4	5,92	250,7
	m'	15,72	5,72	1,74	AF	4,2	9,8	68,4	86,1	14,9	0	6,07	236,2
ML	a	25,22	7,62	2,40	AF	14,1	6,3	39,3	74,5	21,5	8,1	6,03	256,5
	a'	26,78	7,52	2,31	FA	6,2	6,8	46	69,1	31,1	4,7	6,50	256,5
	m	28,52	7,74	2,04	FA	12,5	8,8	53,2	59,7	8,7	6,7	6,09	337,7
	m'	30,03	8,56	2,12	FA	9	10,4	49,7	58,9	17,4	8	-	-
B	s/u	23,67	6,04	1,59	FA	6,8	7,5	52,3	66,6	16,9	11,1	6,14	256,5
	s/u'	20,96	5,34	1,9	FA	1,8	79,8		79,8	0,4	19,9	6,32	227,5

Tabla 1-II. Datos del suelo previo a la inundación. L: loma; ML: media loma; B: bajo; a: uso agrícola; a': réplica a; m: uso mixto; m': réplica m; s/u: sin uso; s/u': réplica s/u. (*) AF: Areno-franco; A: Arenoso; FA: Franco-arenoso; FA: franco arenoso.

3. Vegetación

El sector de estudio se encuentra emplazado dentro de la ecoregión de las sabanas y pastizales de la Pampa Semiárida, sin embargo esta zona fue altamente modificada por la actividad agrícola, y una gran superficie de la ecoregión original presenta una flora de especies principalmente cultivadas por el hombre (Vervoost, 1967; Plan Maestro del Río Salado, 1999; Viglizzo *et al*, 2001; 2004; Quirós *et al*, 2006).

Tratamiento	Vegetación dominante	Familia	Cobertura
	<i>Pasturas:</i>		
Mixto (L y ML)	- <i>Festuca arundinacea</i> (Festuca alta)	- Poaceae	+++
	- <i>Bromus unioloides</i> (Cebadilla criolla)	- Poaceae	+++
	- <i>Trifolium repens</i> (Trébol blanco)	- Fabaceae	+++
	- <i>Stellaria media</i> (Capiquí)	- Caryophyllaceae	++
	- <i>Cynara cardunculus</i> (Cardo de Castilla)	- Compositae	++
	- <i>Eragrostis lugens</i> (Paja voladora o Pasto ilusión)	- Poaceae	+
	- <i>Poa annua</i> (Pastito de invierno)	- Poaceae	+
Agrícola (L y ML)	- <i>Glycine max</i> (Soja)	- Fabaceae	++
	- <i>Stellaria media</i> (Capiquí)	- Caryophyllaceae	+++
	- <i>Trifolium repens</i> (Trébol blanco)	- Fabaceae	+
	- <i>Lolium multiflorum</i> (Ray grás anual)	- Poaceae	++
	- <i>Poa annua</i> (Pastito de invierno)	- Poaceae	+
	- <i>Cerastium glomeratum</i>	- Caryophyllaceae	+
	- <i>Lamium amplexicaule</i> (Ortiga mansa o Falsa ortiga)	- Lamiaceae	+
Sin uso (B)	- <i>Distichlis spicata</i> (Pelo de Chanco)	- Poaceae	+++
	- <i>Sorghum halepense</i> (Sorgo de Alepo)	- Poaceae	+++
	- <i>Bromus secalinus</i> ,	- Poaceae	++
	- <i>Trifolium repens</i> (Trébol blanco; Fabaceae).	- Fabaceae	+

Tabla 1-III. Vegetación dominante y cobertura presente en los distintos suelos en el momento del experimento.

4. Cronograma de actividades agropecuarias y agregado de agroquímicos en el área de estudio

Lote de uso	Cronograma agrícola		Aplicación de agroquímicos	
	Fecha	Cultivo	Fertiliz (f)/ plag (p)	Cantidad
MIXTO	Marzo 04	siembra de pastura perenne	Fosfato diamónico (f)	80 kg.ha ⁻¹
			Superfosfato triple (f)	100 kg.ha ⁻¹
			No se aplicó plag.	-
	2005	Pastura perenne y pastoreo de ganado		
	2006			
2007	Siembra raigrás			
AGRÍCOLA	Hasta Oct 03	Pastura		
	Oct 03	Siembra soja	Mezcla de fertilizante: 20%N - 35%P - 10% S*(f)	40 kg.ha ⁻¹ de la mezcla (8 kg de N, 14 kg P ₂ O ₅ y 4 kg de S; el resto del peso corresponde al resto de los componentes del fertilizante)
			Glifosato (p)	3-5 l.ha ⁻¹
	Marz 04	Cosecha soja y Siembra raigrás	-	-
	Nov 04	Siembra soja	20N-35P-10S (%)*(f)	40 kg.ha ⁻¹
	Marz 05	Cosecha soja y Siembra raigrás	-	-
	Mayo 05		MCPA (p)	1 l.ha ⁻¹
	Oct 05		Glifosato (p)	3-5 l.ha ⁻¹
	Nov 05	Siembra de soja	20N-35P-10S (%)*(f)	40 kg.ha ⁻¹
	Marz 06	Cosecha de soja		
	Jun 06	EXPERIENCIA IN SITU		
	Oct 06	Siembra de maíz	30N-30P-10S (%)*(f)	80 kg.ha ⁻¹
			Urea (f)	150 kg.ha ⁻¹
Acetaclor (p)			1 l.ha ⁻¹	
Atrazina (p)			1 l.ha ⁻¹	

* Los % de N y S se refieren al elemento correspondiente y el %P a P₂O₅ (pentóxido de fósforo). El N se aplica en forma de urea.
Tabla 1-IV. Cronograma de actividades agropecuarias y agregado de agroquímicos en el área de estudio.

Si bien la experiencia *in situ* comenzó en junio y finalizó en noviembre, y en octubre hubo aplicación de fertilizantes y plaguicidas, las clausuras son cerradas y por lo tanto, la incorporación de agroquímicos al suelo lindante no afectó el suelo dentro de las clausuras.

5. Lluvias

En la tabla 1-I se muestran las precipitaciones registradas en el sitio de muestreo tanto en el año de muestreo (2006) así como del año anterior y del posterior (a partir

de registros pluviométricos medidos en la Escuela Inchausti) (Perez, *com per*). Los valores de precipitaciones resaltadas en la tabla corresponden al momento de los muestreos.

Lluvias (mm)	2005	2006	2007
Enero	215	207	136
Febrero	90	106	44
Marzo	138	81	152
Abril	40	141	35
Mayo	24	0	0
Junio	52	35	8
Julio	53	16	0
Agosto	114	37	8
Septiembre	42	14	91
Octubre	34	208	129
Noviembre	139	46	80
Diciembre	36	121	48
TOTAL ANUAL	978	1012	731

Tabla 1-i. Datos de precipitación mensual en el sitio de estudio. Los datos en azul corresponden a los **meses que duró la experiencia *in situ*.**

IV.1.2. Variables físico-químicas en las clausuras

IV.1.2.A. Suelo

1. Textura

Pretratamiento. Según los análisis de textura del suelo superficial (20 cm), los sitios de muestreo, son suelos de texturas gruesas, arenosa (A) a franco-arenosa (FA) (Fig. 2Q-1). El diámetro de las partículas se relaciona con la pendiente, con predominio de arenas finas en la parte más alta del relieve y un aumento del porcentaje de limo hacia la zona baja (Fig. 2Q-1).

Post-tratamiento. Luego de la inundación, la textura se mantuvo sin cambios significativos. (Fig. 2Q-1).

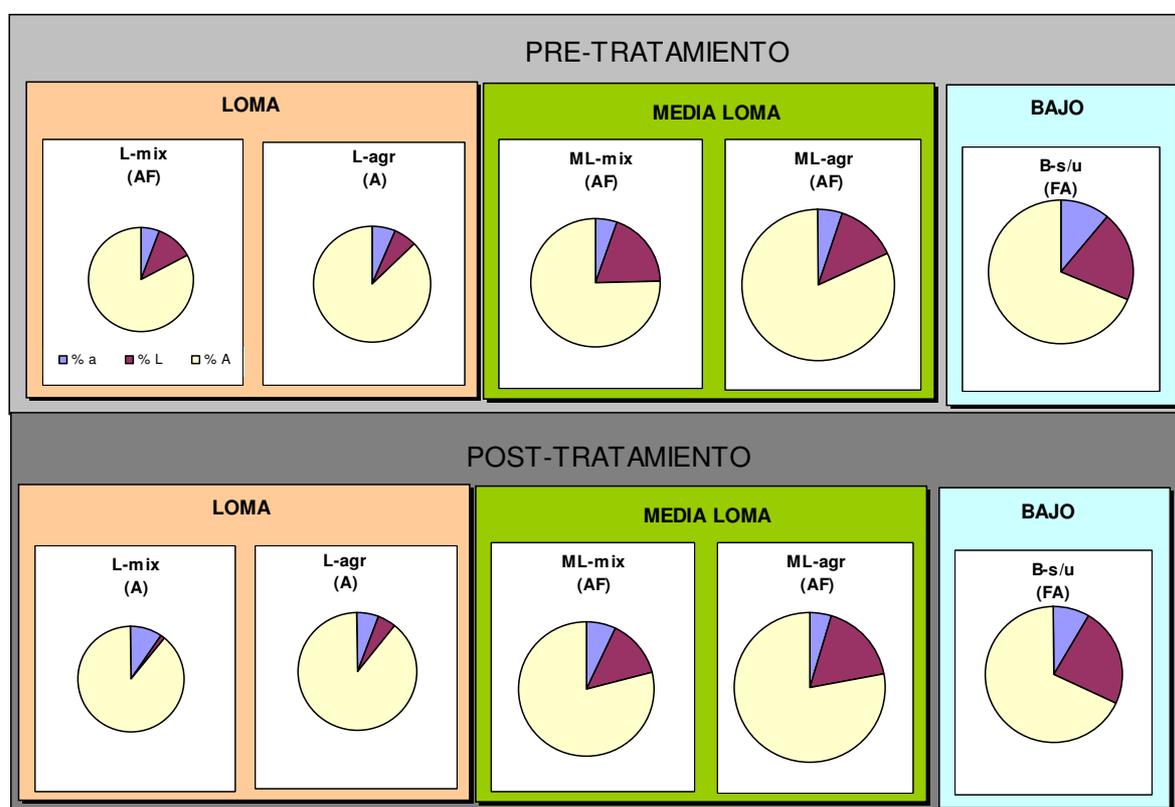


Figura 2Q-1. Textura de los suelos evaluados antes y después de la inundación.

2. pH

El pH previo a la inundación en los suelos evaluados fue moderadamente ácido en L (L: m : 5,8; a : 6) y ligeramente ácido ML y B (ML: m : 6,5; a : 6; B: 6,2).

En ML, el pH del suelo pre-tratamiento fue de 6,5 en m y 6 en a (Fig. 2Q-2 y -3). Aumentó un día después de la inundación claramente en a (6,4) pero casi imperceptiblemente en m . Durante la inundación siguió aumentando hasta el final del tratamiento (60 días: pH 8,2). El suelo post-tratamiento (suelo sin agua) registró un

pH muy similar al valor pre-tratamiento en ambos suelos. Las diferencias entre *a* y *m* no fueron significativas (test de t para muestras emparejadas, $p: 0,98$; $n: 5$).

Los valores de pH del suelo y pH del agua de inundación no mostraron diferencias significativas entre *a* y *m* (test de t para muestras emparejadas, $p: 0,73$, $n: 6$, en *a*; $p: 0,33$, $n: 6$, en *m*).

En B el pH disminuyó al primer día (5,9) y aumentó más de dos puntos al día 30 (8,1) (Fig. 2Q-4).

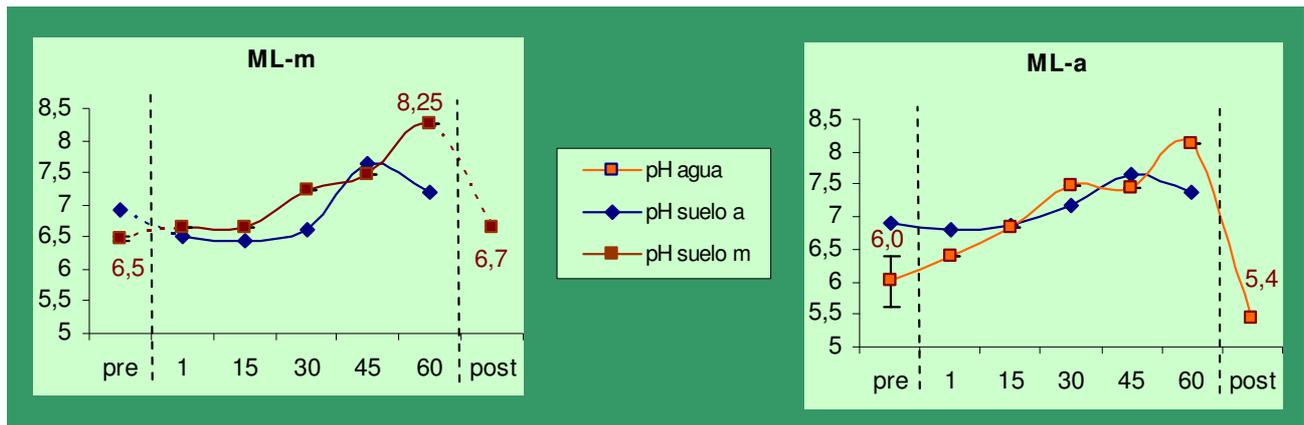


Figura 2Q-2. Dinámica del pH en el agua y en el suelo en la media loma (ML) en el suelo mixto (ML-m) a la izquierda y en el suelo agrícola (ML-a) a la derecha.

Figura 2Q-3. Dinámica del pH del suelo en la media loma de uso mixto (ML-m) y en la de uso agrícola (ML-a).

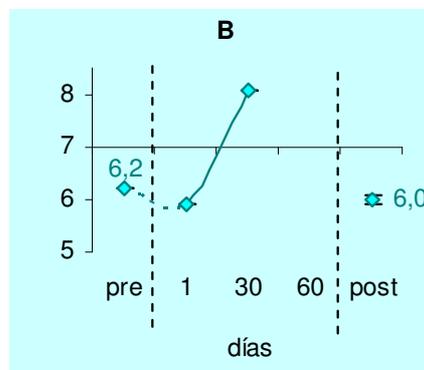


Figura 2Q-4. Dinámica del pH del suelo en el bajo (B).

3. Materia orgánica (%MO)

Durante la inundación, el rango de %MO para todos los suelos fue de 4,3-8,6% y los promedios de los suelos evaluados no mostraron grandes diferencias.

En **L**, al cuarto día luego de la inundación el %MO registró el menor valor y aumentó hasta el último día de la inundación en ambos tipos de suelo. En *L-m*, el %MO post-inundación aumentó con respecto al del tercer día, mientras que en *L-a* disminuyó.

En **ML**, el %MO del suelo fue disminuyendo desde el inicio de la inundación hasta los 30 días, para luego, aumentar hasta el final de la inundación. En el suelo post-inundación la MO se incrementó en un 25% en *m* y un 12% en *a* con respecto al primer día después de la inundación (Fig. 2Q-6).

En **B**, el %MO disminuyó un 13% desde el primer día de inundación hasta el día post-inundación (Fig. 2Q-7).

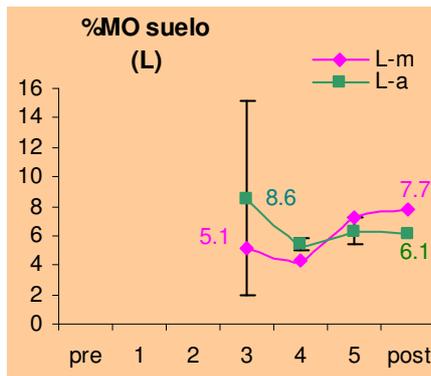


Figura.2Q-5. % de MO del suelo de la loma agrícola (L-a) y mixta (L-m), antes, durante y después de la inundación (± 1 DS).

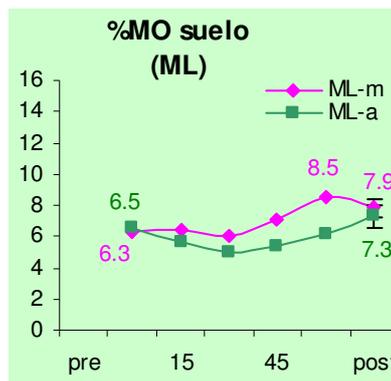


Figura.2Q-6. % de MO del suelo de la media loma agrícola (ML-a) y mixta (ML-m), antes, durante y después de la inundación (± 1 DS).

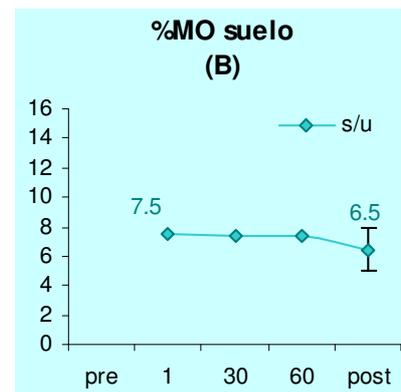


Figura.2Q-7. % de MO del suelo del Bajo (B), antes, durante y después de la inundación (± 1 DS).

4. Carbono total

El porcentaje de carbono total en el suelo (%C) para todos los tratamientos en el primer evento de muestreo después de la inundación fue de entre 1,5 y 2% del suelo (en L, el primer evento de muestreo fue al tercer día). Durante la inundación y hasta la desecación no se registraron grandes cambios en los suelos con respecto al %C (Fig. 2Q-8, 9 y 10).

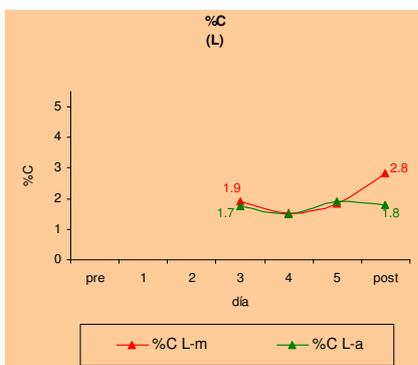


Figura 2Q-8. %C edáfico en la Loma agrícola (L-a) y mixta (L-m), durante y después de la inundación.

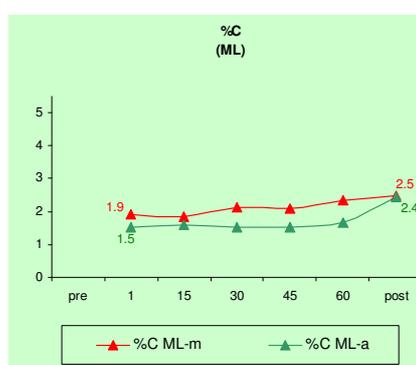


Figura 2Q-9. %C edáfico en la Media Loma agrícola (ML-a) y mixta (ML-m) durante y después de la inundación.

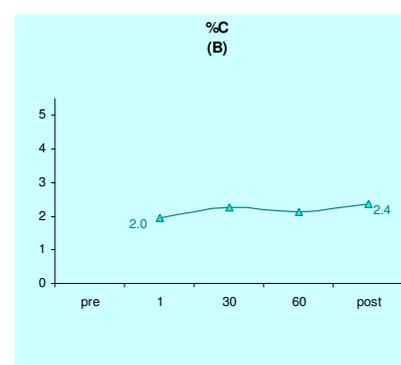


Figura 2Q-10. % C edáfico en el suelo del Bajo (B), durante y después de la inundación

5. Biomasa vegetal

Los valores de biomasa de las plantas sobre el suelo antes de la inundación fueron diferentes para los distintos suelos (Fig. 2Q-11).

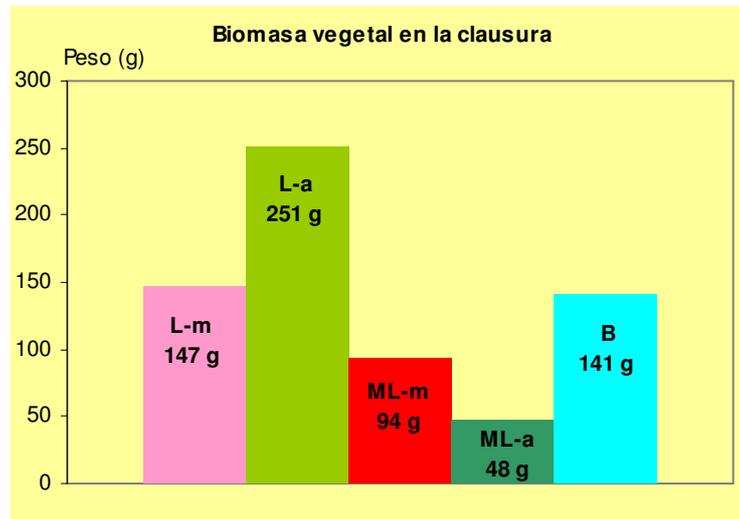


Figura 2Q-11. Peso seco del material vegetal aéreo y subaéreo sobre la superficie del suelo correspondiente a una clausura (962 cm²) antes de la inundación.

IV.1.4.B. Agua

1. Nivel hidrométrico

LOMA		t1	t 2	t 3	t 4	t 5
	AGR	80	76	60	50	29
	MIX	80	74	60	33	19
MEDIA LOMA		t 1	t 15	t 30	t 45	t 60
	AGR	78	72	43	37	8
	MIX	78	71	43	36	8
BAJO		t 1		t 30		t 60
	S/U	80		60		7

Tabla 2Q-V. Nivel hidrométrico (cm) en los cinco eventos de muestreo para las tres topografías. Cada valor corresponde al promedio de las tres réplicas.

2 Temperatura

La temperatura media en L durante los cinco días que duró la inundación fue de 11,1°C; en ML de 13,4°C; y en B de 14,4°C (Fig. 2Q-12). La temperatura del aire mostró similitud con la del agua en todos los casos (test de t para muestras emparejadas; p_{L-m} : 0,74; p_{L-a} : 0,38; p_{ML-m} : 0,96; p_{ML-a} : 0,09; p_B : 0,28), sin embargo, no se encontró correlación significativa entre ambas variables.

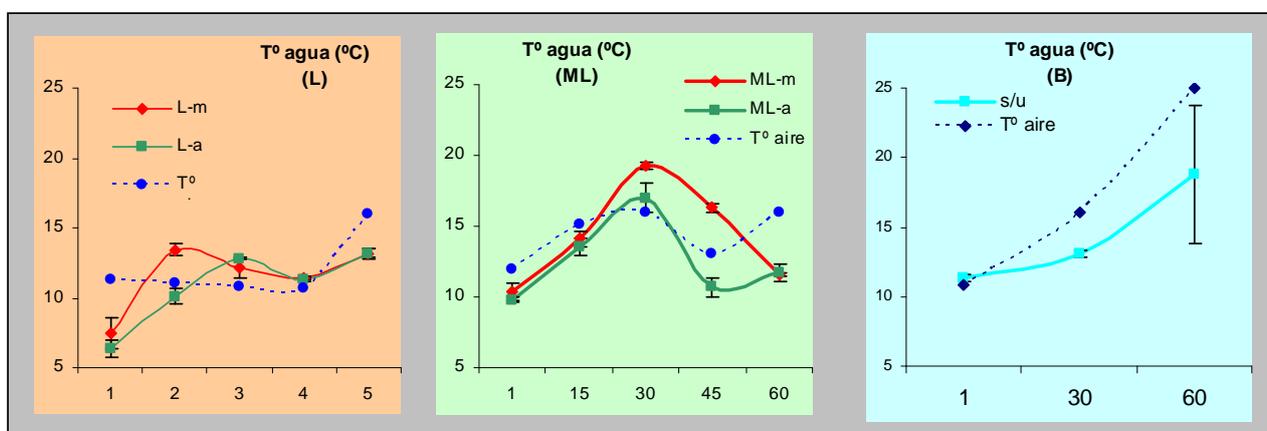


Figura 2Q-12. Temperatura del agua (°C) y del aire (puntos azules) en la loma (L), media loma (ML) y bajo (B) (agrícola, a y mixto, m) durante la inundación (± 1 DS).

3. Oxígeno Disuelto (% saturación de OD)

Agua origen: presentaba un 58,4%OD (que representaban 5,65mg.l⁻¹).

Durante el tratamiento, el rango más bajo de OD se registró en L y el más alto en ML (Fig. 2Q-13, -14 y -15).

L: Rango: 13 – 45 %sat (1,3 - 4,7 mg.l⁻¹, respectivamente).

Promedio: 31 %sat.

ML: Rango 40 – 167 %sat (4,5 - 16,8 mg.l⁻¹, respectivamente)

Promedio: 80,9 %sat.

B: Rango: 22 – 108 %sat (1,9 - 11 mg.l⁻¹, respectivamente)

Promedio: 56,9 %sat.

La concentración de OD en el inicio de la inundación disminuyó aproximadamente un 30% en los suelos de todos los tratamientos, excepto en L-*a* donde disminuyó un 45% con respecto al agua original.

En **L**, donde los suelos estuvieron inundados durante 5 días, el agua sufrió un progresivo descenso del OD hasta el final de la inundación. En estos, si bien *a* y *m* mostraron similar tendencia, los niveles de OD en L-*a* presentaron diferencias significativas con los de L-*m* (test t para muestras emparejadas; $p < 0,05$; $n: 15$) (Fig. 2Q-13).

En **ML**, la tendencia fue aumentar desde el inicio en *m* y desde los 15 días en *a* hasta los 45 días, y disminuir a los 60 días. En ML, *a* y *m* también mostraron similitud aunque el %OD a los 45 días fue un 33% mayor en *m* con respecto al valor de *a*. Sin embargo, las diferencias entre *a* y *m* en ML no fueron significativas (test t para muestras emparejadas; $p: 0,74$; g.l.: 14) (Fig. 2Q-14).

En **B** la dinámica de OD fue similar a la registrada en ML-*a*, pero a los 60 días la concentración de OD en B disminuye a un valor menor al del agua original (22%); representando éste último valor el más bajo registrado para todos los tipos de suelo (Fig. 2Q-15).

En B el OD también registró correlación con el pH ($r: 0,97$ $p < 0,05$) y correlación inversa con la concentración de polifenoles solubles ($r: -0,91$ $p: 0,014$);).

No se encontraron diferencias significativas en la concentración de OD entre L-*m*, L-*a*, ML-*a* y ML-*m* comparando los valores en los días: 1, 30 y 60 (ANOVA unifactorial, $p: 0,59$; g.l.: 2; 24). Sin embargo en ML a los 45 días se pueden observar altos valores de porcentaje de saturación de OD en el uso mixto con respecto al uso agrícola (Fig. 2Q-14).

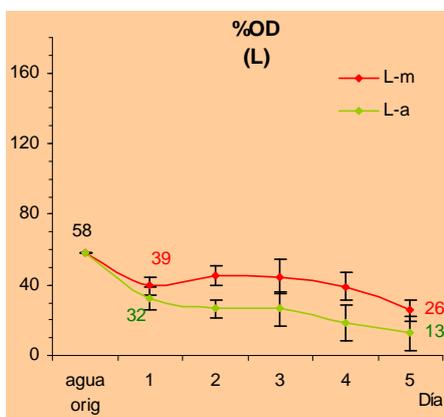


Figura 2Q-13. %OD en el agua de inundación en la loma durante los 5 días de inundación (± 1 DS).

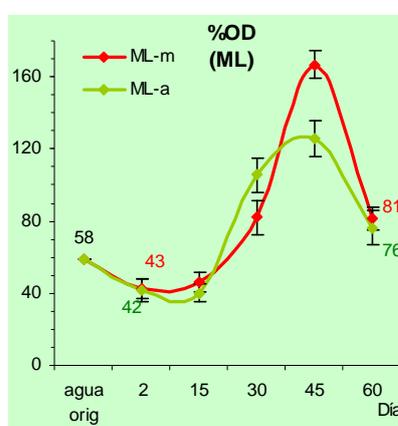


Figura 2Q-14. %OD en el agua de inundación en la media loma durante los 60 días de inundación (± 1 DS).

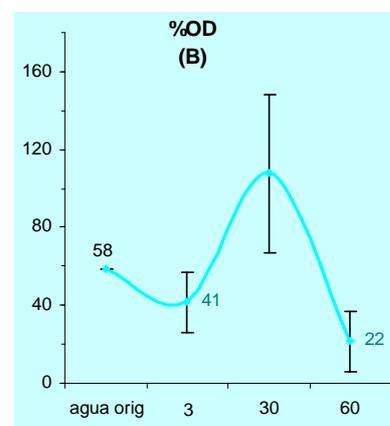


Figura 2Q-15. %OD en el agua de inundación en el bajo durante los 60 días de inundación (± 1 DS).

La marcha de la concentración de OD fue marcadamente diferente de acuerdo a los tiempos de permanencia del agua sobre el suelo con elevados valores de sobresaturación a los 45 días del experimento (Fig. 2Q-16)

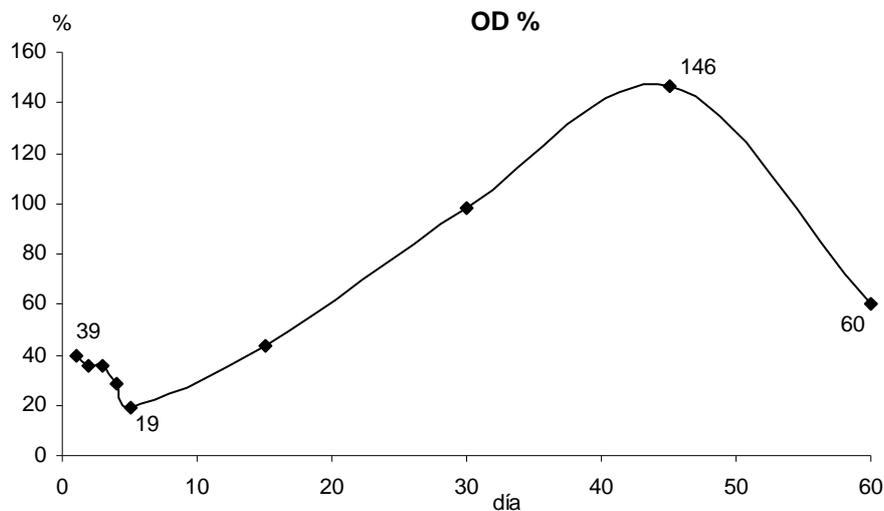


Figura 2Q-16. Porcentaje de saturación de OD en el tiempo. Los puntos son el resultado de promediar L-a y L-m en los primeros 5 días y de ML-a, ML-m y B en los restantes 55 días.

4. Turbidez

No se registraron valores de turbidez en el agua al inicio de los tratamientos (24hs después de volcar el agua sobre el suelo). Este hecho indica que el material causante de la turbulencia del agua, ha sedimentado un día después de la inundación.

En *la loma* la turbidez fue cero durante los cinco días que duró el experimento.

A pesar que el turbidímetro no registró partículas, se detectó una concentración mínima de sólidos en suspensión (sección B.6). En la Media Loma la tendencia de la turbidez fue aumentar al inicio de la inundación, hasta los 15 días y desde ahí disminuir hasta el final. El rango de turbidez en ML fue de 0-45 NTU (Fig. 2Q-17). Los suelos *a* y *m* mostraron la misma tendencia en el tiempo.

En el Bajo, no se detectó turbidez hasta los 30 días y a los 60 días registró un aumento abrupto (Fig. 2Q-17).

Si bien los suelos ML y B permanecieron el mismo tiempo sumergidos la tendencia de la turbidez fue diferente sobre todo a los 60 días con un valor muy elevado en B (Fig. 2Q-17).

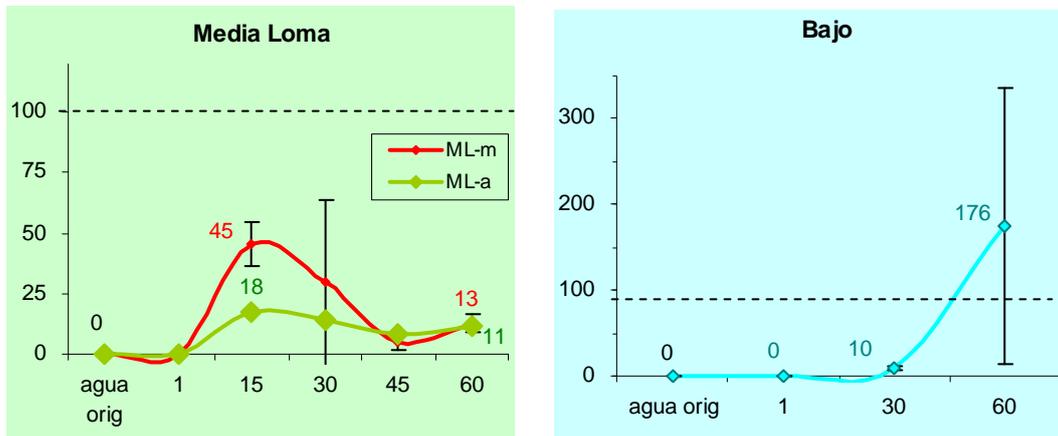


Figura 2Q-17. Turbidez en la media loma y en el bajo (a: agrícola; m: mixto) (± 1 DS).

5. pH del agua

Si bien el pH del agua utilizada para inundar los suelos fue neutra (6,9) el rango de pH que se registró durante el período de inundación fue desde medianamente ácido hasta medianamente básico para todos los suelos (5,7 - 7,7). El mayor rango y promedio para todo el período se registró en ML (promedio: 7; rango: 6,4 - 7,7, entre ligeramente ácido y medianamente básico, pasando por neutro); en L el más bajo (6,2; 5,9-6,9, ligeramente ácido) y si bien el tratamiento B fue intermedio (promedio: 6,4; rango: 5,7-7,4, mediana y ligeramente ácido) fue allí donde se registró el valor más bajo de pH. El pH disminuyó en el inicio de la inundación, en todos los suelos evaluados. Cinco días después de la inundación, el agua alcanzó los valores más bajos de pH (Fig. 2Q-18), y dos meses después los valores de pH registrados fueron entre neutros y medianamente básicos en ML pero medianamente ácidos en B.

La tendencia del pH fue similar en suelos de la misma topografía o tiempo de residencia del agua, y en base a esto y para visualizar los cambios a través del tiempo, se efectuó un gráfico que muestra el cambio de pH desde el día 1 hasta el 60 que resulta de promediar los valores de pH en los mismos días desde la inundación (Fig. 2Q-19).

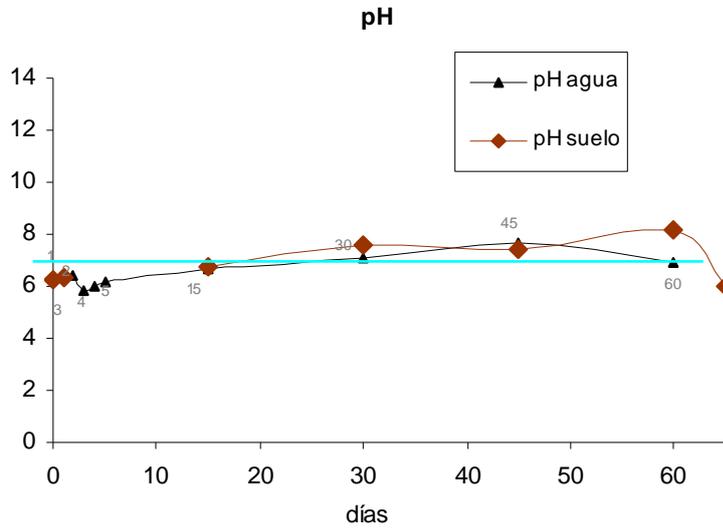


Figura 2Q-18. pH en el tiempo. Los puntos corresponden a los valores promedio de los mismos días de muestreo.

En **ML**, el pH inicial disminuyó, se mantuvo hasta los 30 días, y desde ahí aumentó marcadamente hasta los 45 días posteriores a la inundación. A los 60 días se registró una disminución con respecto al valor anterior (Fig. 2Q-20). Tanto en *a* como en *m* el pH final fue superior al inicial. Los valores de pH de *a* fueron superiores a los de *m* excepto a los 45 días que registraron igual valor. En **L-a** el pH mostró correlación positiva con el OD ($r: 0,55; p: 0,03; n: 15$). En **ML-m** el pH mostró correlación negativa con la turbidez y positiva con el OD ($r_{turb}: -0,75; r_{OD}: 0,88; p < 0,05; n: 15$) y en **ML-a** correlación positiva con el OD, y negativa con la turbidez ($r_{OD}: 0,64; r_{turb}: -0,66; p < 0,05; n: 15$).

Las diferencias en el pH fueron significativas entre ML y L (ANOVA $p < 0.05, n: 15$) pero no entre usos (ANOVA, $p > 0.05, n: 30$).

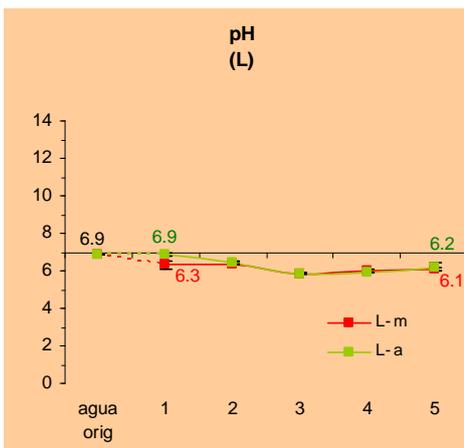


Figura 2Q-19. pH del agua de inundación en la loma (L) durante los 5 días de inundación (a, agrícola, m mixto) (± 1 DS).

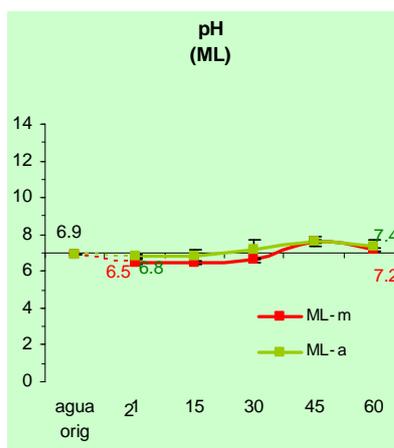


Figura 2Q-20. pH del agua de inundación en la media loma (ML) durante los 60 días de inundación (a, agrícola, m mixto) (± 1 DS).

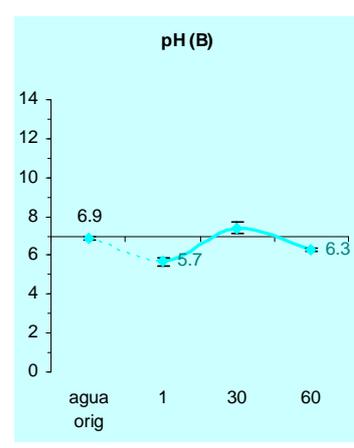


Figura 2Q-21. pH del agua de inundación en el bajo durante los 60 días inundación (± 1 DS).

En **B** el valor de pH inicial fue el más bajo registrado de todos los tratamientos (5,7) y marcadamente diferente a los de L y ML (Fig. 2Q-19, -20 y -21). En B, el pH aumentó a los 30 días superando los valores de ML en el mismo momento; hacia el final de la inundación el pH disminuyó con valores más bajos que en ML para el mismo momento. La dinámica del pH en B y ML, comparando los mismos días (1, 30 y 60) fue significativamente diferente, tanto con ML-*a* como con ML-*m* (ANOVA $p < 0,05$). En B, el pH mostró correlación positiva con la concentración de OD (r_{OD} : 0,98; $p < 0,05$; n : 15).

6. Potencial Redox (Eh)

La tendencia del Eh_7 fue disminuir en los primeros días, aumentar hasta los 45 y desde ahí disminuir hasta los 60 (Fig. 2Q-22).

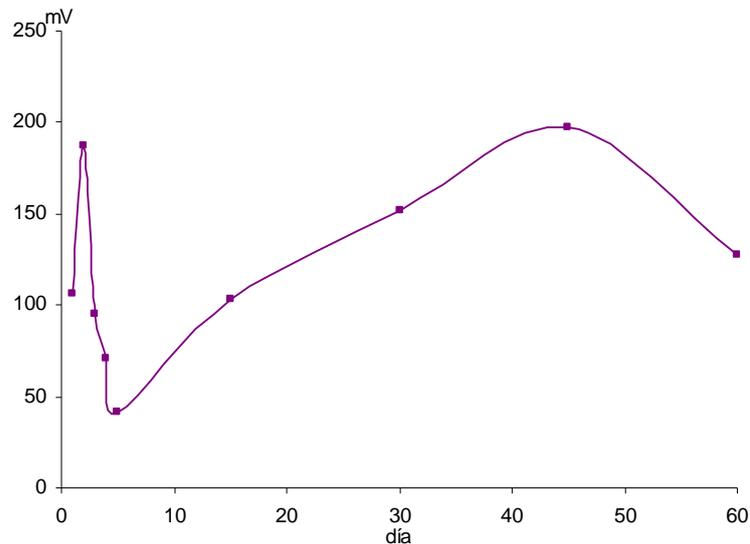


Figura 2Q-22. Cambios de Eh_7 durante los 60 días. Los valores resultan de promediar los datos de Eh_7 de los diferentes tratamientos.

El Eh_7 del agua origen fue de 219 mV (Fig. 2Q-23, -24 y 25). El rango de Eh_7 durante la inundación de los cinco tratamientos varió entre 243 y 2 mV, encontrándose ambos extremos en L-*a*.

El Eh_7 disminuyó claramente durante los primeros días.

En la Loma, el rango de Eh_7 fue el más amplio y la tendencia fue disminuir marcadamente hasta el quinto y último día de inundación (promedios en L: inicial: 230 mV; final: 92 mV) (Fig. 2Q-23).

En la Media Loma, el Eh_7 disminuye cuando el agua se pone en contacto con el suelo y registra una disminución aún menor a los 15 días, luego aumenta hasta los 45 días y vuelve a disminuir suavemente a los 60 días. El Eh_7 final en ML fue menor al del

agua origen pero mayor al valor del primer día después de la inundación (promedios en ML: inicial: 133mV; final: 176mV) (Fig. 2Q-24).

En el Bajo, el valor inicial de Eh_7 disminuye considerablemente y su valor es un 24% del Eh_7 del agua origen (Fig. 2Q-25). Aumentó a los 30 días y disminuyó nuevamente a los 60. El Eh_7 final en B, fue marcadamente menor al del agua origen y al inicial, además muy diferente a los de ML para el mismo momento. El test de t marcó diferencias significativas entre ML-*a* y B ($p < 0,01$; $n: 14$) y entre ML-*m* y B ($p < 0,01$; $n: 15$) comparando valores de los días 1, 30 y 60 del inicio de la inundación.

En L, *a* y *m* mostraron similares valores y tendencia (test de t $p: 0,58$; $n: 15$; correlación, $r: 0,91$; $p < 0,001$) y en ML si bien mostraron estar correlacionadas ($r: 0,78$; $p < 0,001$) la diferencia entre los promedios fue significativa (test de t $p < 0,01$; $n: 15$).

El Eh mostró correlación positiva con OD en L-*a* y ML-*m* (en L-*a*: $r: 0,58$; $p: 0,048$; ML-*m*: $r: 0,76$; $p < 0,004$). Por otro lado, dado que el pH influye en los procesos de oxidación el Eh mostró correlación positiva con el pH en L-*m*, ML-*a* y B (L-*m*: $r: 0,68$; $p < 0,01$; en ML-*a*: $0,93$; $p < 0,01$; y en B: $r: 0,96$; $p < 0,01$). También mostró correlación con pigmentos fotosintéticos en L-*a* y B (en L-*a*, con la concentración de clorofila 'a': $r: -0,90$; $p < 0,01$; en B con la concentración de clorofila 'a': $r: -0,89$; $p: 0,02$); MO en B ($r: -0,91$; $p: 0,01$), y con taninos en L-*m* y B (L-*m*: $r: -0,76$; $p < 0,01$; en B: $r: -0,82$; $p: 0,04$). Cabe aclarar que para el análisis de correlación se usaron los datos directos de Eh y no los de Eh_7 dado que en las correlaciones con Eh_7 además de las correlaciones debidas al Eh se adicionan las correlaciones debidas al pH.

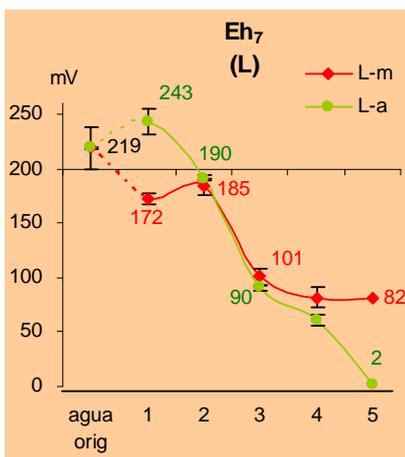


Figura 2Q-23. Eh_7 del agua de inundación de los suelos agrícola (L-*a*) y mixto (L-*m*) en la loma durante los 5 días de inundación (± 1 DS).

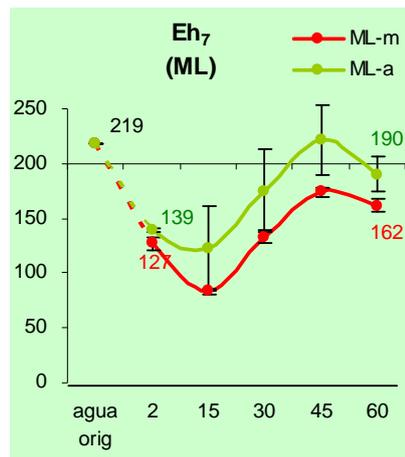


Figura 2Q-24. Eh_7 del agua sobre la media loma agrícola (ML-*a*) y mixto (ML-*m*) durante dos meses (± 1 DS).

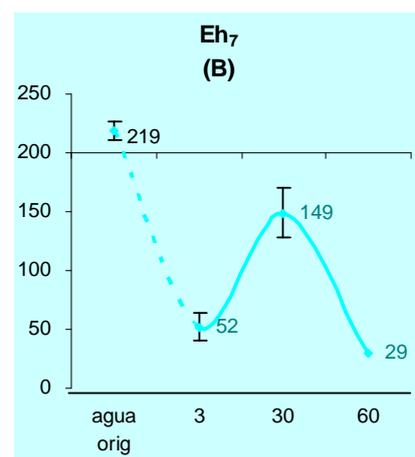


Figura 2Q-25. Eh_7 del agua sobre el suelo del bajo (B) cada 30 días durante dos meses (± 1 DS)

7. Materia Orgánica (MO)

7.i. MO Disuelta (MOD)

Polifenoles Solubles

En el suelo de todos los tratamientos la dinámica de la concentración de polifenoles solubles (PS) mostró una clara tendencia en aumento desde la inundación hasta la desecación del suelo (Fig. 2Q-26).

En **L** se registraron los valores más bajos de PS (rango en L: 0,30 – 1,2 mg.l⁻¹; promedios *a*: 0,76 y *m*: 0,69 mg.l⁻¹) (Fig. 2Q-27). El rango de PS en **ML** y **B** fue más alto que el registrado en L (ML: 0,5-2,8 mg.l⁻¹; B: 0,6-3,1 mg.l⁻¹) (Fig. 2Q-28 y -29).

El aumento de la concentración de polifenoles solubles fue más marcado en los primeros días de la inundación (5 días) y desde ese momento hubo una disminución del incremento (Fig. 2Q-26, gráfico de la derecha).

Con respecto a los suelos con distinto uso, en L los promedios de PS en *a* y *m* no mostraron diferencias significativas (p : 0,52; n : 15, test de t), aunque en ML, *m* registró valores marcadamente mayores que *a* ($p < 0,05$, n : 14, test de t) (promedios para todo el período *m*: 1,87; *a*: 1,17 mg.l⁻¹). Las mayores concentraciones de polifenoles solubles se registraron en B a los 60 días (3,05 mg.l⁻¹). La concentración de PS entre B y ML-*m* a los 1, 30 y 60 días, no mostraron diferencias significativas (p : 0,88; n : 9; test de t), mientras que se encontraron diferencias comparando los mismos días entre B y ML-*a* (p : 0,02; n : 9; test de t).

Densidad óptica a 440nm

Esta variable registró una dinámica muy similar a la descrita anteriormente para la concentración de polifenoles solubles.

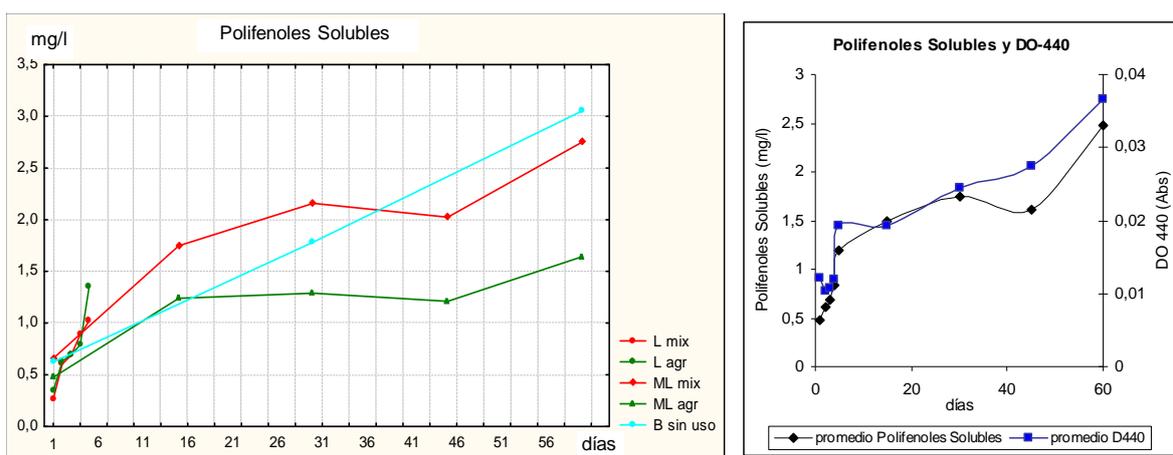


Figura 2Q-26. Dinámica de la concentración de polifenoles solubles y lectura a 440nm de DO (*D440*) del agua de inundación. El gráfico de la izquierda representa las concentraciones de polifenoles solubles para los cinco tratamientos según los tiempos de inundación del suelo. El gráfico de la derecha resulta de los valores promedio de los cinco tratamientos en los mismos momentos de muestreo.

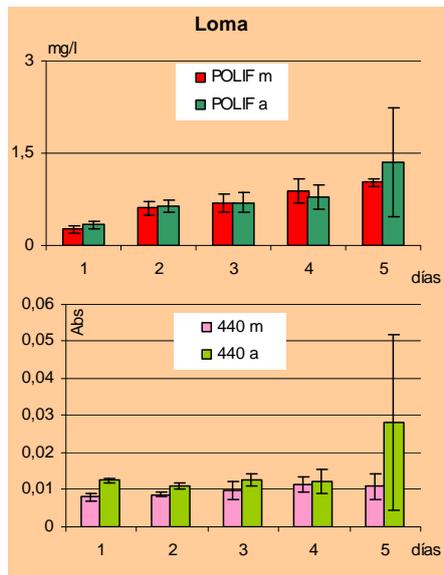


Figura 2Q-27. Polifenoles solubles y DO 440 en L durante la inundación (a, agrícola, m, mixto) (± 1 DS).

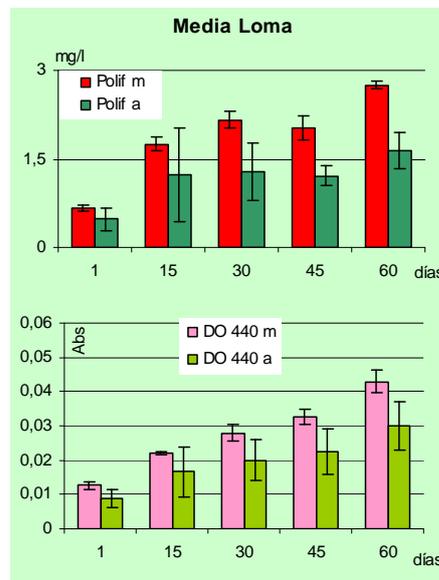


Figura 2Q-28. Polifenoles solubles y DO 440 en ML durante la inundación (a, agrícola, m, mixto) (± 1 DS).

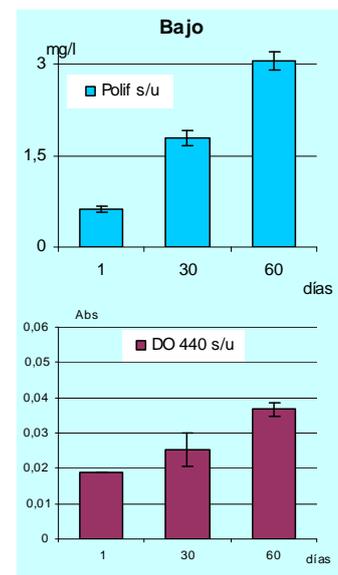


Figura 2Q-29. PS y DO440 en B durante la inundación (s/u, sin uso) (± 1 DS).

7.ii. Materia Orgánica Particulada y sólidos suspendidos

Materia Orgánica Particulada (MOP)

La concentración de MOP del agua mostró dos aumentos marcados a los 5 días y a los 30 días relacionados con el tiempo de inundación (Fig. 2Q-30).

Los valores más bajos del periodo de inundación se registraron en L, intermedios en ML y en B los más altos (promedios: L: 5,2 mg.l⁻¹; ML: 44,7 mg.l⁻¹; y B: 89,7) (Fig. 2Q-31).

La concentración de MOP en L, mantuvo valores muy bajos (menores a 4 mg.l⁻¹) hasta el cuarto día de inundación pero aumentó el último día (promedio de 13,5mg.l⁻¹) (Fig. 2Q-31 (L)). Si bien *m* siempre registró mayores valores que *a*, no hubo diferencias significativas entre ellos (test de t, *p*: 0,30; *n*: 12) y mostraron también estar significativamente correlacionadas (*r*: 0,79; *p*<0,01; *n*: 12). La concentración de MOP del agua en L-*m* mostró una correlación inversa con la concentración de OD en L-*m* (*r*: -0,84 *p*: 0,001).

En ML, la concentración de MOP aumentó considerablemente a los 15 días de la inundación, se mantuvo hasta el día 30, y a los 45 días mostró un nuevo aumento más acentuado en *m* (Fig. 2Q-31 (ML)). El último día de la inundación la concentración de MOP en el agua aumentó a 53,3 mg.l⁻¹ en *a* y a 95,1 mg.l⁻¹ en *m*. En ML, la MOP no registró diferencias significativas entre *a* y *m* (test de t; *p*: 0,15; *n*: 12) sin embargo, no mostraron correlación significativa (*r*: 0,12; *p*: 0,67; *n*: 12).

En B, la concentración de MOP registró pocos cambios hasta los 30 días, comparado con lo ocurrido en ML en el mismo momento; pero aumentó notablemente a los 60 días llegando a casi 260mg.l⁻¹ (Fig. 2Q-31 (B)).

La MOP muestra una alta correlación con la concentración de sólidos suspendidos (SS) del agua (r_{Lm} : 0,92; $p < 0,05$; r_{La} : 0,84; p : 0,02; r_{MLm} : 0,87; $p < 0,05$; r_{MLa} : 0,99; $p < 0,05$; y r_B : 1; $p < 0,05$, en L y ML con n : 15, en B n : 9). Sin embargo no ocurrió lo mismo entre el %MO y la concentración de SS (L, ML, y B $p > 0,05$) (Figs. 2Q-30 y -36). También se detectó correlación significativa entre la MOP y la clorofila 'a' de las microalgas libres (r_{La} : 0,65; p : 0,02; r_{MLm} : 0,61; p : 0,02 y r_B : 1; $p < 0,05$, en L y ML con n : 15, en B n : 9).

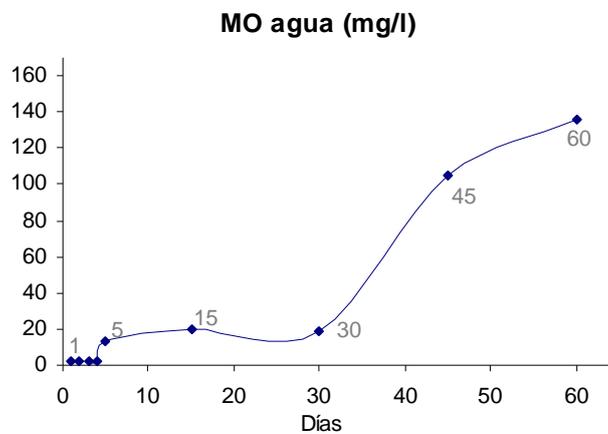


Figura 2Q-30. Materia orgánica particulada del agua en los 60 días. Los puntos representan los valores promedio para los días 1, 2, 3, 4, 5, 15, 30, 45 y 60 de los cinco tratamientos.

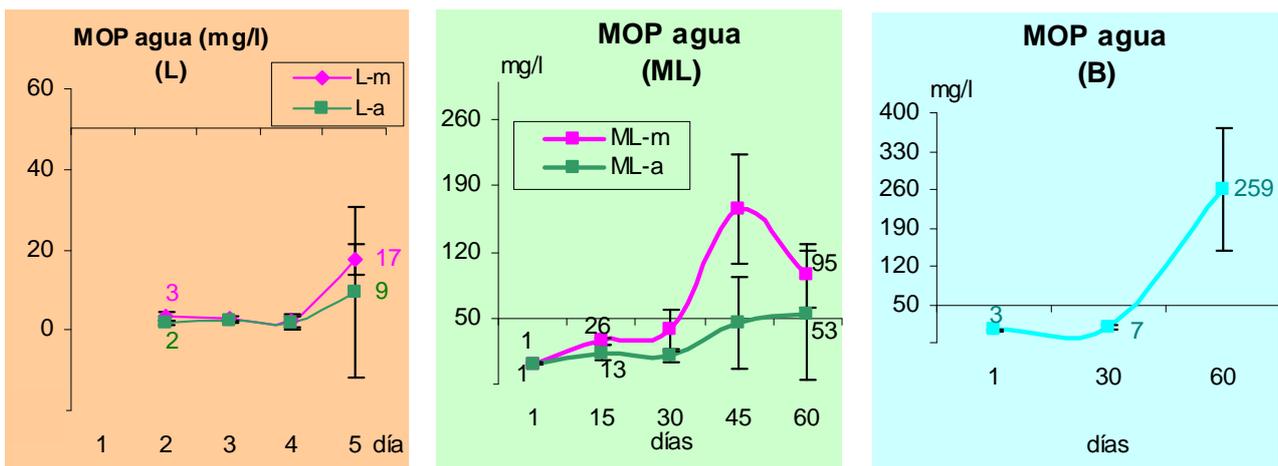


Figura 2Q-31. Materia orgánica particulada en el agua que inundó los suelos de la loma (L), la media loma (ML) y el bajo (B). (m: suelo mixto y a: suelo agrícola) (± 1 DS).

Sólidos Suspendidos

En **L**, la concentración de sólidos suspendidos (SS) se mantuvo sin grandes cambios durante los primeros cuatro días pero aumentó notablemente hacia el último día (promedios entre L-*a* y L-*m*: inicial: 4,6 mg.l⁻¹ y final: 36,1 mg.l⁻¹) (Fig. 2Q-32 L).

En **ML** aumentó hasta los 30/45 días, con una magnitud marcadamente mayor en *m*, para disminuir notablemente a los 60 días (promedios entre ML-*a* y ML-*m*: inicial: 4,5mg.l⁻¹ y final: 151,2mg.l⁻¹) (Fig. 2Q-32 ML). Sin embargo, en **B**, que también permaneció 60 días sumergido, la concentración de SS se mantuvo muy baja hasta los 30 días, y aumentó marcadamente hacia los 60 (inicial: 16,4 mg.l⁻¹ y final: 448 mg.l⁻¹) (Fig. 2Q-32 B).

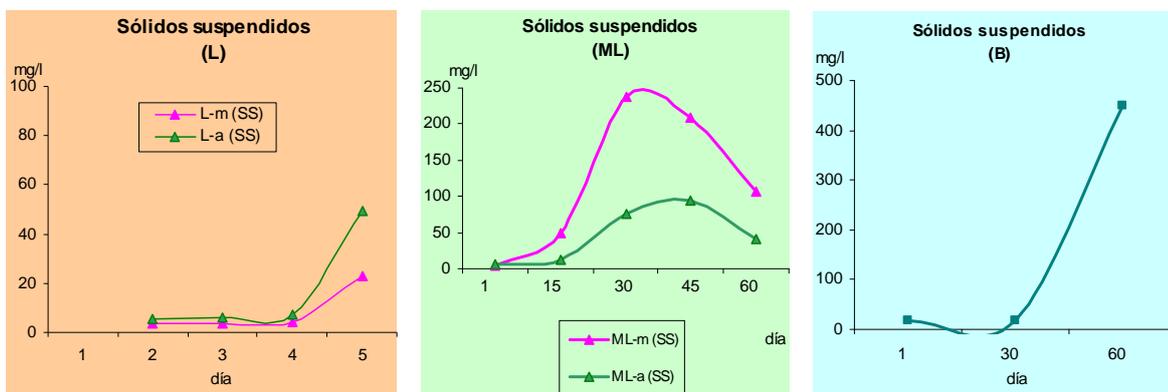


Figura 2Q-32. Materia orgánica (%) y concentración de sólidos suspendidos en el agua que inundó los suelos de la loma (L), media loma (ML) y bajo (B).

8. Conductividad eléctrica, Na⁺ y K⁺

El rango de conductividad eléctrica del agua de inundación fue mayor en B y menor en L (rango: L: 692 – 719 $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$; ML: 697 – 777 $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$; y en B: 691 – 853 $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$) (Fig 2Q-34).

Durante los primeros cinco días la conductividad disminuyó levemente, aumentó levemente hasta los 45 días y más acentuadamente a los 60 días (Fig 2Q-33).

La dinámica de la concentración de K⁺ fue casi opuesta a la del Na⁺ en L; en ML ambas variables mostraron similar tendencia para los distintos tratamientos (Fig. 2Q-34 y 35). En el Bajo el comportamiento de la conductividad fue similar al del Na⁺ y el K⁺ aumentando hacia el final de la experiencia. En ML-*m* y B la concentración de Na⁺ mostró correlación negativa con el pH ($r_{\text{ML-m}}$: -0,83; r_{B} : -0,91; $p < 0,05$; n : 15).

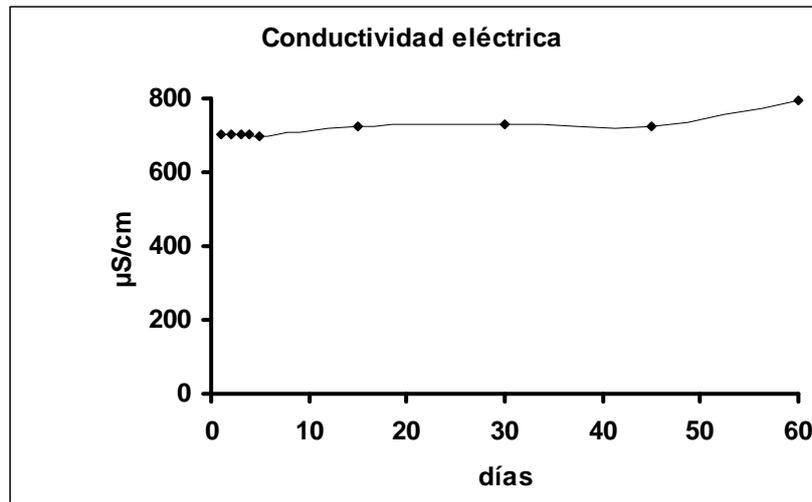


Figura 2Q-33. Conductividad eléctrica del agua de inundación durante los 60 días. Los puntos representan los valores promedio para los días 1, 2, 3, 4, 5, 15, 30, 45 y 60.

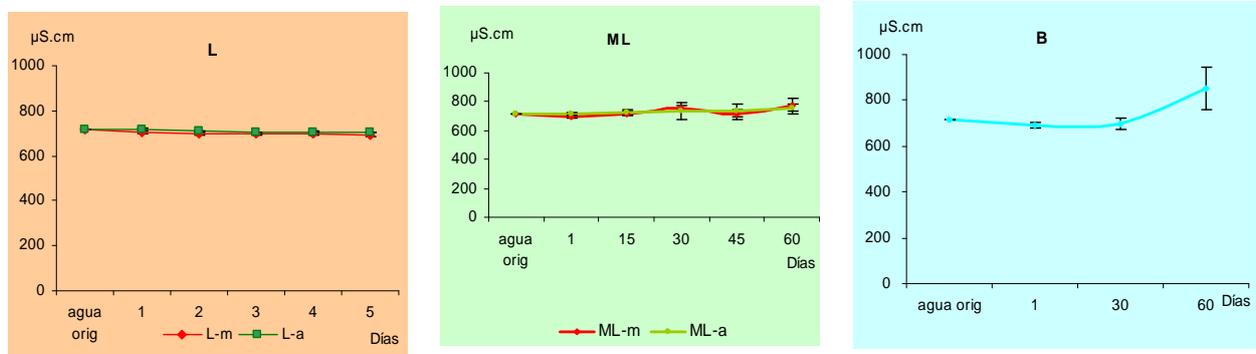


Figura 2Q-34. Conductividad eléctrica del agua de inundación en la loma (L), media loma (ML) y el bajo (B). (m: suelo mixto; a: suelo agrícola) (± 1 DS).

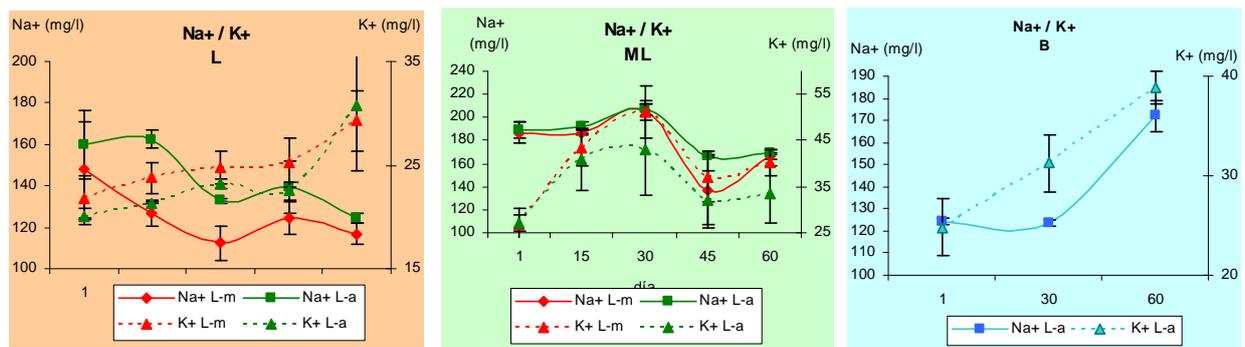


Figura 2Q-35. Concentración de Na⁺ y K⁺ en el agua de inundación en la loma (L), media loma (ML) y el bajo (B). (m: suelo mixto; a: suelo agrícola) (± 1 DS).

9. Nitrógeno (N)

9.a. Comparación entre topografías (Loma, Media Loma y Bajo)

a.i. Suelo

Nitrato del suelo (NO_3^-)

Pre-tratamiento. El contenido de NO_3^- en el suelo, fue considerablemente superior en B; el de L y ML representaron solo el 19% del anterior, con valores muy similares entre ellos (Figs. 2N-1 y -3).

Post-tratamiento. El nitrato aumentó en los tres sitios aunque en magnitudes distintas; se quintuplicó en B, casi se cuadruplicó en L mientras que en ML el aumento fue de sólo el 15% (Figs. 2N-1 y -3).

Amonio del suelo (NH_4^+)

Pre-tratamiento. La mayor concentración se encontró en L ($0,58 \mu\text{g.g}^{-1}$) y la menor en ML ($0,06\mu\text{g.g}^{-1}$), en B fue intermedia ($0,15 \mu\text{g.g}^{-1}$). Si bien su concentración fue marcadamente inferior a la del NO_3^- , el NH_4^+ mostró una dinámica opuesta a la del NO_3^- en todos los suelos evaluados (Fig. 2N-1 y 3).

Post-tratamiento. Los tres tratamientos registraron una disminución de NH_4^+ de un 44% en ML, 32% en L y de sólo un 13% en B (Figs. 2N-1 y 3).

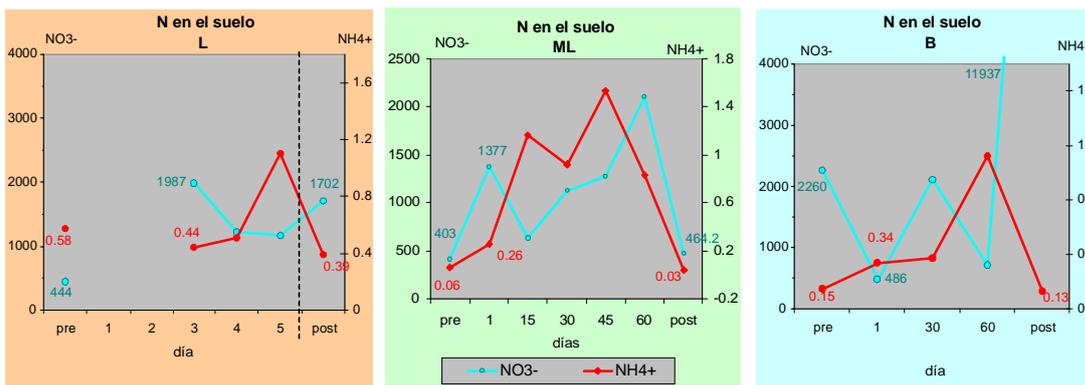


Figura 2N-1. Concentración de formas de N en el suelo ($\mu\text{g.g}^{-1}$) en L, ML y B. Se exponen los valores N en el suelo seco antes de la inundación (pre-trat), en el primer evento de muestreo durante la inundación y en el mismo luego de la inundación (post-trat). Las líneas verticales punteadas delimitan el periodo inundado de las condiciones pre- y post-inundación.

a.ii. Agua

Inundación. En el muestreo inicial después de la inundación, el agua en los tres tratamientos sufrió un aumento de NO_3^- con respecto al agua origen

(6.255 $\mu\text{g.l}^{-1}$), 60% en ML, 54% en B, y 30% en L (Figs. 2N-2 y -3). En el último día de inundación, B mostró el mayor contenido de NO_3^- en el agua, superando unas 3,5 veces al de L y ML para el mismo momento.

Los niveles de NH_4^+ fueron, en todos los suelos, dos órdenes de magnitud más bajos que los de NO_3^- , y la tendencia fue a aumentar casi el doble en el suelo inundado por cinco días, para disminuir más de un 40% en los inundados por 60 días (Figs. 2N-2 y -3). L y ML (teniendo en cuenta tanto el suelo agrícola (*a*) como mixto (*m*) en ambos casos) registraron diferencias significativas con respecto al contenido de NH_4^+ (ANOVA, $p < 0,01$, $n: 15$).

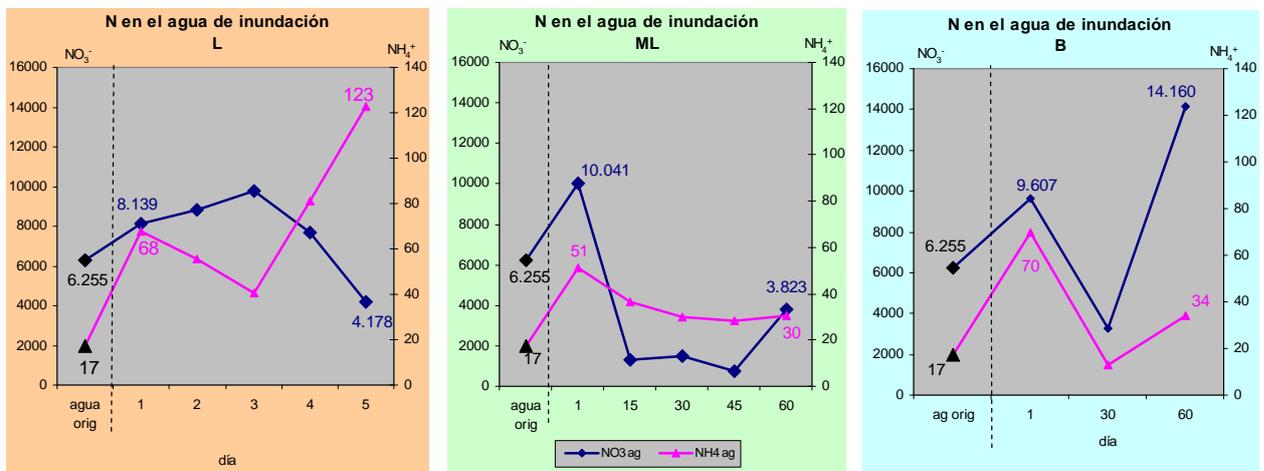


Figura 2N-2. Concentración de formas de N en el agua de inundación ($\mu\text{g.l}^{-1}$) en la loma (L), media loma (ML) y bajo (B). Se exponen los valores del agua que se utilizó para inundar el suelo (*agua origen*); los valores a la derecha de la línea vertical punteada corresponden a los del periodo de inundación.

9.b. Comparación entre uso del suelo (*agrícola y mixto*)

		Nitrato ($\mu\text{g N. g}^{-1}$)	
		PRE-TRAT	POST-TRAT
L	agr	505	1.375
	mix	382	2.030
ML	agr	377	473
	mix	430	456

Tabla 2N-i. Concentración de nitrato en el suelo *m* y *a*, antes y después del tratamiento.

Suelo

Pre-tratamiento. La concentración de NO_3^- en L-*a* fue un 25% mayor a la de L-*m*, mientras que en ML la relación fue inversa, con un 12% superior en *m* que en *a* (Tabla 2N-i)

Post-tratamiento. La mayor concentración de NO_3^- se registró en L-*m*. Sin embargo los menores valores de NO_3^- en este caso se midieron para ambos usos de ML (Tabla 2N-i).

En todos los casos las concentraciones de NO_3^- **en el suelo** fueron mayores en el suelo post-tratamiento. Las mayores diferencias fueron observadas en la Loma (Tabla 2N-i).

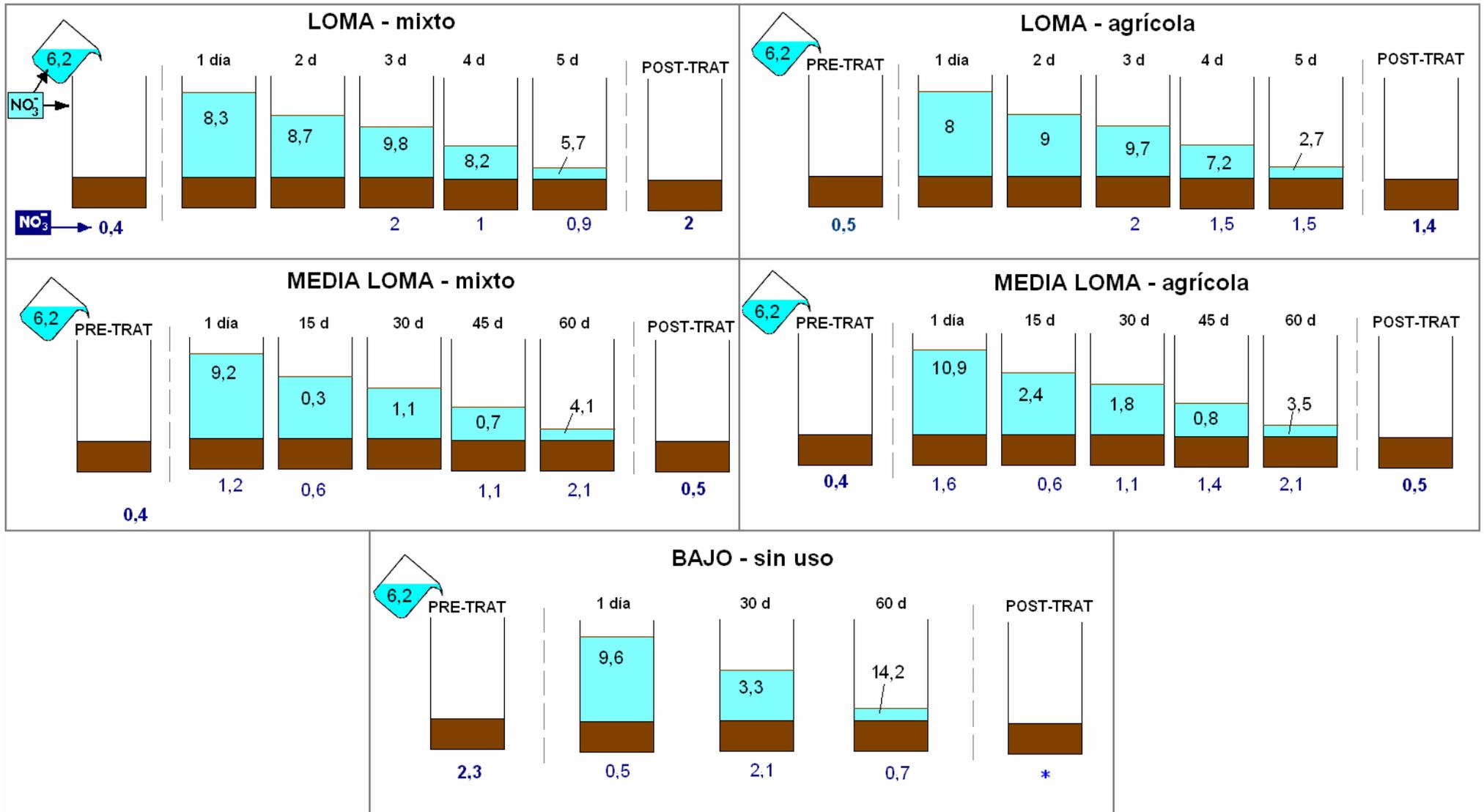


Figura 2N-3. Concentración de N en el agua y el suelo de los cinco tratamientos. Cada tratamiento está representado por una clausura en los distintos eventos (1 en el pre-tratamiento, 5 o 3 durante la inundación (ML y L, y B, respectivamente) y 1 en el post-tratamiento). Los números muestran la concentración de nitrógeno en mgN-NO₃⁻.l⁻¹ en el agua y mgN.g⁻¹ en el suelo. La unidad de concentración usada (mg) es diferente a la utilizada en el texto (µg) para simplificar. (*: Concentración muy elevada de nitrato, no determinada por superar el límite de detección analítico).

9.c. Descripción por sitio

c.i. LOMA (L)

Suelo (L)

El contenido de NO_3^- en el suelo *pre-tratamiento* fue similar entre *a* y *m* (Fig. 2N-4). Al tercer día de inundado, se registró un aumento de casi cuatro veces en *a* y más de cinco en *m*, a partir de ese día disminuye hasta el final del experimento. El contenido final de NO_3^- en el suelo *post-tratamiento* fue de un aumento de casi tres veces en *a* y más de cinco en *m* con respecto al pre-tratamiento.

La concentración de NH_4^+ *pre-tratamiento* fue marcadamente superior en *m* que en *a* (0,9 y 0,2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectivamente) al tercer día de la inundación, y disminuye en *m* y aumenta levemente en *a* al cuarto día. El último día de la inundación se registra un importante aumento en ambos suelos alcanzando la máxima concentración de todo el periodo. La concentración post-tratamiento de NH_4^+ fue mayor en *m*, que en *a* y representó una disminución del 45% con respecto al pre-tratamiento y aumentó el 46% en *a* (Fig. 2N-4).

Agua (L)

Al comienzo del experimento se registró un aumento del NO_3^- de un 30% del agua origen para ambos suelos, siguió aumentando hasta el tercer día, descendió hasta el quinto y último día (Fig. 2N-4). Los suelos *a* y *m* mostraron un mismo comportamiento y valores muy similares durante todo el tratamiento, excepto en el último día del tratamiento (promedio NO_3^- para todo el periodo en L-*a*: 7.321,7 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$; en L-*m*: 8.131,6 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$). Al final de la inundación, el suelo en L-*m* contiene un 69% del NO_3^- inicial y un 33% en L-*a*. Sin embargo, no hubo diferencias significativas entre *a* y *m* con respecto al nitrato en el agua (r: 0,98 p: 0,003; test de t, p: 0,24; n: 5).

La concentración de NH_4^+ registró valores dos órdenes de magnitud menores a los del NO_3^- durante la inundación. Un día después de la inundación, el NH_4^+ del agua aumentó, más en *m* que en *a* (Fig. 2N-4). La concentración de NH_4^+ disminuyó desde el primer día que el suelo se inundó hasta el tercero y desde ese día aumentó rápidamente hacia el final. El suelo *m* mostró diferencias significativas con respecto a *a* en la concentración de NH_4^+ (r: 0,43 p: 0,11). Promedio NH_4^+ L-*a*: 51,3 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$; en L-*m*: 96,1 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$), siendo mayores en *m* durante todo el periodo (test de t, p: 0,01; n: 15).

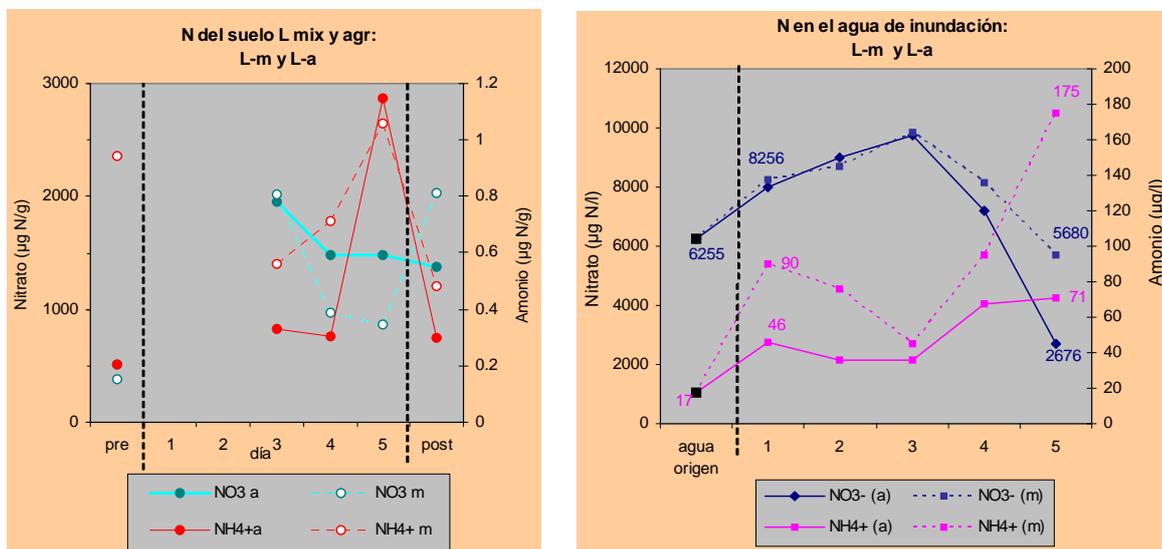


Figura 2N-4. Nitrógeno en el suelo y en el agua de inundación en la loma (L) de los suelos de uso mixto (L-m) y uso agrícola (L-a). La línea vertical punteada delimita el periodo de inundación (5 días). (a): agrícola; (m): mixto.

c.ii. MEDIA LOMA

Suelo (ML)

En ML, el contenido de NO_3^- en el suelo *pre-tratamiento* representó la menor concentración para todo el periodo y fue similar entre *a* y *m* (377 y $430 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, respectivamente). El primer día de inundación el contenido de nitrato aumentó casi 3 veces en ML-*m* y más de 4 en ML-*a*. Durante la *inundación* fue aumentando hacia el final, pero en el *post-tratamiento* la concentración disminuyó considerablemente con respecto a la del último día de inundación pero aumentó con respecto al valor pre-tratamiento, un 25% en *a* y sólo un 6% en *m*, con respecto al valor pre-tratamiento (Fig. 2N-5). La dinámica de NO_3^- en *a* y *m* mostraron correlación significativa ($r: 0,97$ $p < 0,01$ $n: 6$) y no presentaron diferencias significativas entre ellos ($p: 0,13$; $n: 6$; test de t).

Los valores de NH_4^+ en el suelo *pre-tratamiento* fueron muy bajos (ML-*m*: $0,05$ y ML-*a*: $0,07 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) (Fig. 2N-5). Durante la inundación registró los valores más altos durante las fases intermedias de la *inundación*, llegando a concentraciones levemente inferiores en el *post-tratamiento* con respecto al pre-tratamiento (*m*: $0,03$ y *a*: $0,04 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). La dinámica del NH_4^+ para *a* y *m*

mostraron estar correlacionadas ($r: 0,82$ $p: 0,02$ $n: 7$) y sus promedios no presentaron diferencias significativas (test de t , $p: 0,42$; $n: 7$).

Agua (ML)

En el agua que inundó ML, la concentración de NO_3^- un día después de la inundación aumentó un 74% en a y un 47% en m con respecto al agua origen (inicial $a: 10.878 \mu\text{g.l}^{-1}$; $m: 9.204 \mu\text{g.l}^{-1}$), y desde esta concentración disminuyó abruptamente hasta el día 15 (Fig. 2N-5). A los 30 días aumentó en m y disminuyó en a , y finalmente registró un marcado aumento el último día de la inundación, finalizando con un 33% del valor inicial en a y de 45% en m a los 60 días. Los datos a través del tiempo entre a y m mostraron estar correlacionadas ($r: 0,94$ $p < 0,05$). Los promedios de concentración de NO_3^- en a y m no mostraron diferencias significativas (promedio NO_3^- -ML en $a: 3.873,3 \mu\text{g.l}^{-1}$; en $m: 3.095,5 \mu\text{g.l}^{-1}$) (test de t , $p: 0,56$; $n: 15$).

De igual forma que en L, la concentración de NH_4^+ en ML, fue dos órdenes de magnitud menores a la del NO_3^- (Fig. 2N-5). La concentración de NH_4^+ en m siempre fue mayor que a excepto a los 15 días donde la concentración en a superó la de m (inicial - final: $a: 34 - 22 \mu\text{g.l}^{-1}$; $m: 68 - 39 \mu\text{g.l}^{-1}$). Si bien los datos de NH_4^+ entre a y m no mostraron una correlación significativa, el resultado neto para ambos tipos de uso fue de disminuir a casi un 60% del valor inicial (día 1). No se encontraron diferencias significativas entre a y m con respecto al promedio de la concentración de NH_4^+ (promedio NH_4^+ ML- $a: 28,6 \mu\text{g.l}^{-1}$; ML- $m: 41,8 \mu\text{g.l}^{-1}$; test de t , $p: 0,07$; $n: 15$).

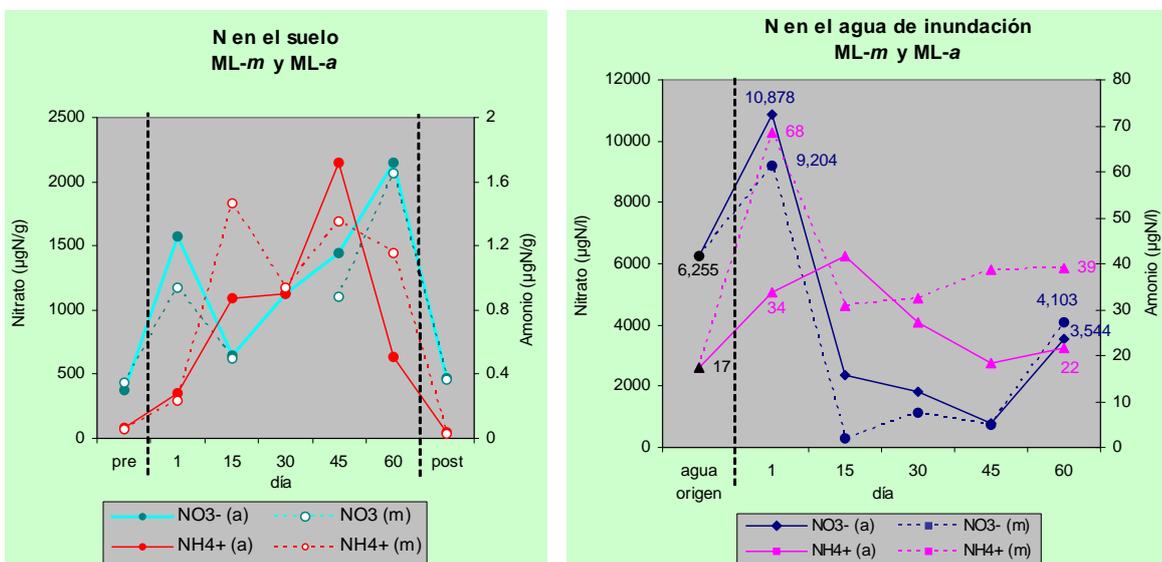


Figura 2N-5. Nitrógeno en el suelo y en el agua de inundación en la media loma (ML) de los suelos de uso mixto (m) y uso agrícola (a). La línea vertical punteada delimita el periodo de inundación (60 días).

c.iii. BAJO (B)

Suelo (B)

La concentración de NO_3^- del suelo disminuyó casi un 80% un día después de la inundación, a los 30 días volvió al nivel pre-tratamiento y a los 60 días volvió a disminuir; en el *post-tratamiento* registró una concentración muy superior a la del pre-tratamiento (no determinado debido a que superó el límite máximo de detección analítica). El NO_3^- y NH_4^+ del suelo mostraron dinámicas opuestas (Fig. 2N-6).

La concentración de NH_4^+ del suelo, aumentó progresivamente con la inundación, registrando a los 60 días un valor 7,5 veces mayor al valor pre-tratamiento ($1,13 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$), pero el resultado final en el post-tratamiento es una disminución drástica con respecto al valor del último día inundado, y una leve disminución con respecto al valor previo a la inundación (Fig. 2N-6).

Agua (B)

Un día después de la inundación, el NO_3^- del agua aumentó un 54% con respecto al agua origen, disminuye drásticamente a los 30 días, con un 34% del valor inicial y a los 60 días vuelve a aumentar registrando la mayor concentración de todo el periodo, con más del doble de NO_3^- que el valor inicial (Fig. 2N-6).

La concentración de NH_4^+ del agua, que al igual que en L y ML, también fue dos órdenes de magnitud menor a los valores de NO_3^- , aumenta unas cuatro veces después de un día de inundado, disminuye drásticamente a los 30 días y aumenta a los 60 días, alcanzando la mitad del valor inicial (Fig. 2N-6).

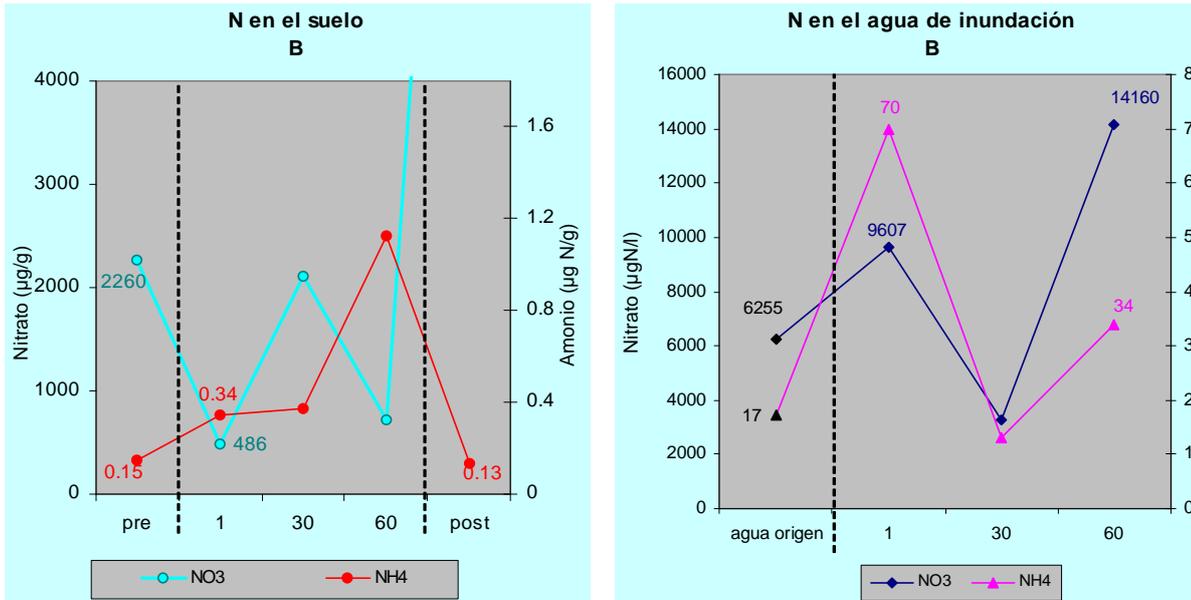


Figura 2N-6. Nitrógeno en el suelo y en el agua de inundación en B. La línea vertical punteada delimita el periodo de inundación (60 días).

9.d. Comparación del contenido de N en el suelo antes y después de la inundación

El contenido de N en el suelo luego de la inundación fue diferente para las distintas formas de nitrógeno. En todos los casos se registró una mayor concentración de NO_3^- en el suelo post-tratamiento comparado con el pre-tratamiento, este aumento fue muy variable para los distintos suelos, en L-m aumentó un 431%, en L-a un 172% en ML-a un 25%, en ML-m un 6% y en B 428% (Fig. 2N-7). El NH_4^+ no mostró un patrón similar para los distintos suelos y su aumento o disminución son muy poco significativos con respecto al NO_3^- .

En el gráfico de la figura 2N-7 se compara el NO_3^- edáfico total (el amonio no se tuvo en cuenta por ser muy bajo) antes y después de la inundación. El balance general de NO_3^- después de la inundación, que se muestra en el gráfico de la figura 2N-8, fue positivo en todos los suelos, siendo mayor en B y L-m (Fig. 2N-8).

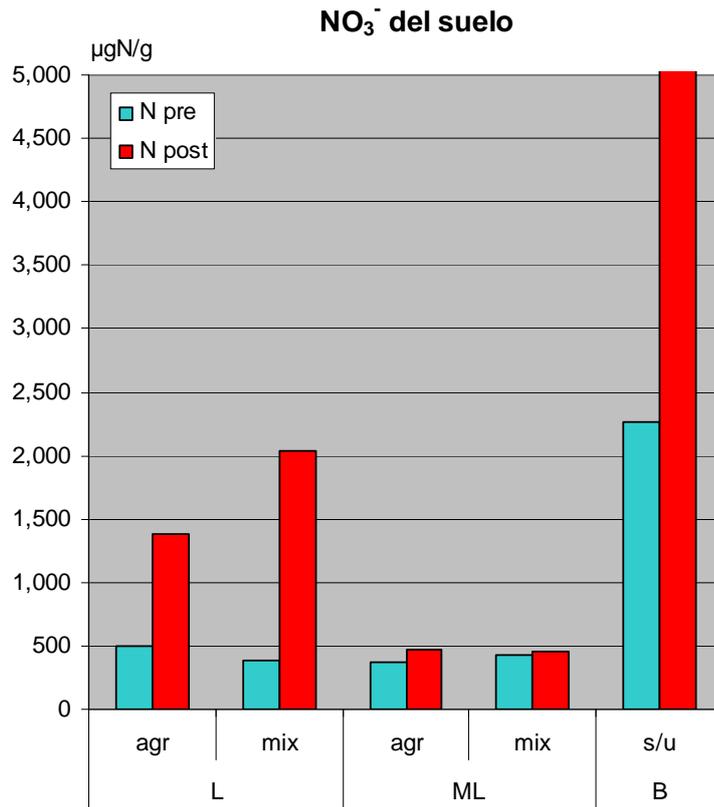


Figura 2N-7. Contenido de nitrato (NO₃⁻) edáfico en el pre- y post- inundación en cada tratamiento (L: loma; ML: media loma; B: bajo; agr: agrícola; mix: mixto; s/u: sin uso).

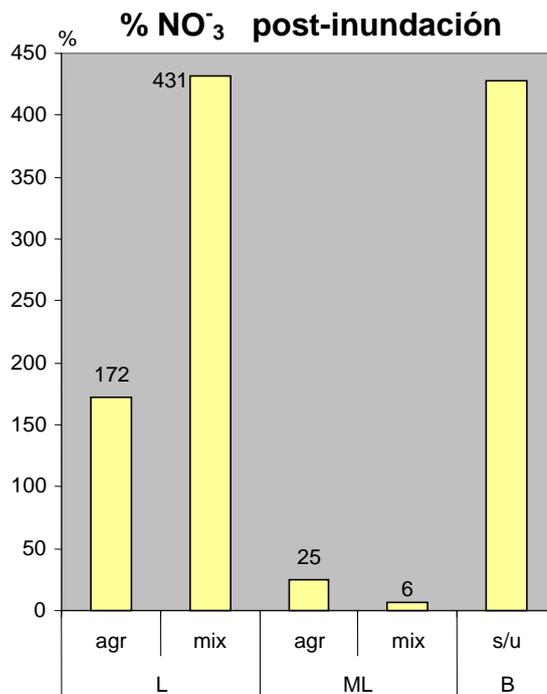


Figura 2N-8. % de N edáfico perdido o ganado después de la inundación en todos los tratamientos evaluados (L: loma; ML: media loma; B: bajo; agr: agrícola; mix: mixto; s/u: sin uso).

10. Fósforo (P)

10.A. Fósforo en el suelo

Pre-tratamiento. El rango de concentración de PT edáfico previo a la inundación para los 5 tratamientos fue de 451-778 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Fue en la L donde se registró la mayor concentración de PT (promedio: 758 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) y similar en a y m, en ML-a la menor (451 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) y en B el valor fue intermedio (679 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$).

Tratamiento. Entre el primer y tercer día después de la inundación, la concentración inicial de PT del suelo disminuyó en todos los tratamientos. Esta disminución fue más marcada en L y ML-m, mientras que fue menor en B y ML-a (Fig. 2P_1 y _4).

Durante la inundación, el PT del suelo aumentó en L-a hacia el final del tratamiento, disminuyó en B y no mostró una tendencia definida en ML y L-m (Fig. 2P_1 gráficos de la izquierda y Fig. 2P_4). A los 30 días, el PT edáfico en ML se redujo casi a la mitad mientras que en B casi a la tercer parte respecto al del pre-tratamiento.

Post-tratamiento. La concentración de PT con respecto al valor pre-inundación, disminuyó en todos los tratamientos excepto en ML-a donde aumentó un 10% (Fig. 2P-1 gráficos del centro y derecha, y Fig. 2P-4).

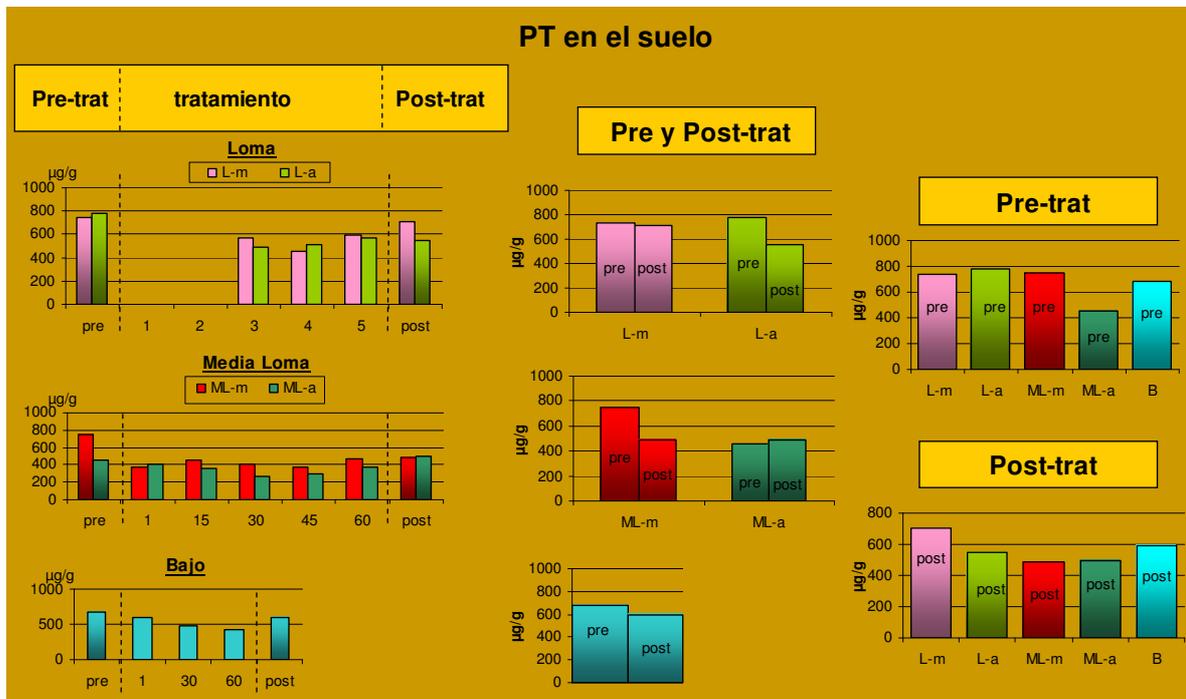


Figura 2P-1. Concentración de fósforo total en el suelo en todos los tratamientos (L: loma; ML: media loma; B: bajo; a: suelo agrícola; m: suelo mixto). En la columna izquierda se muestran las concentraciones de PT edáfico antes, durante y después de la inundación; la columna del medio, compara las concentraciones de PT antes y después de la inundación. La columna de la derecha compara el PT de los cinco tratamientos antes de la inundación (Pre-trat) y después de la inundación (Post-trat).

10.B. Fósforo en el agua

B.a. Fósforo Total (PT)

El rango de concentración de PT para todos los tratamientos fue entre 150 y 2.200 $\mu\text{g.l}^{-1}$ y el PT del agua origen fue de alrededor de 100 $\mu\text{g.l}^{-1}$. El día después de la inundación aumentó el PT en el agua (promedio: 217 $\mu\text{g.l}^{-1}$), y los valores en los tratamientos *m* fueron mayores a los de *a* (promedios: L-*m* y ML-*m*: 250 $\mu\text{g.l}^{-1}$; L-*a* y ML-*a*: 160 $\mu\text{g.l}^{-1}$) y similares al registrado en B para el mismo momento (test de *t*, *p*: 0,04 *n*: 6) (Fig. 2P-2 y -4).

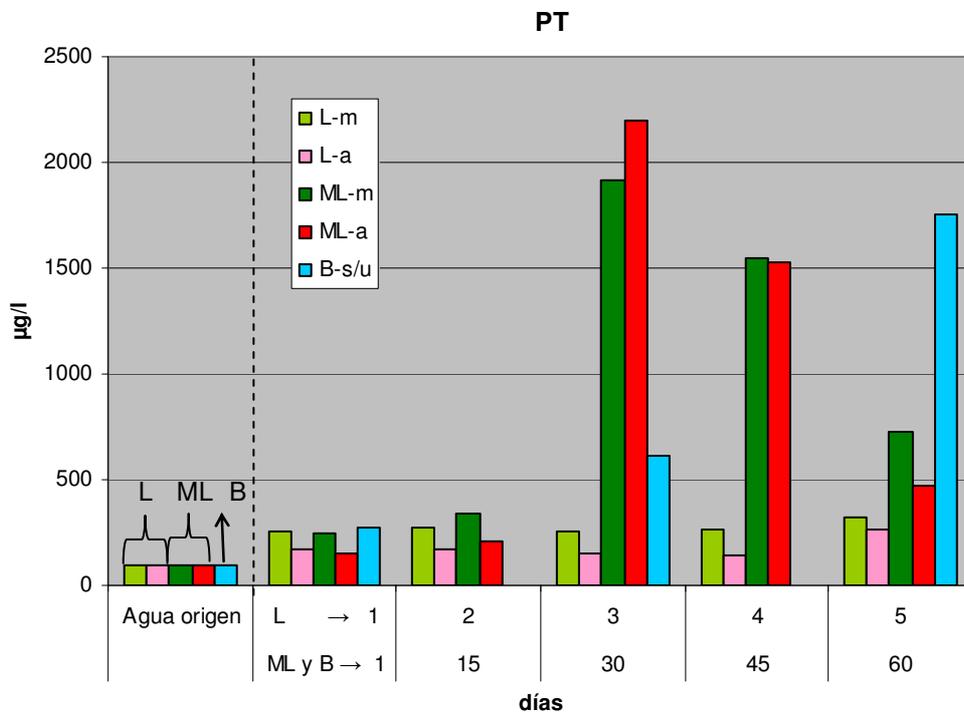


Figura 2P-2. Concentración de fósforo total (PT) en el agua de inundación en los cinco tratamientos en los distintos eventos de muestreo (*L*: loma, *ML*: media loma, *B*: bajo; *a*: uso agrícola; *m*: uso mixto). Los valores representan el promedio entre tres réplicas.

Durante la inundación, en la *Loma* se registraron los valores más bajos de PT (rango: 145–321 $\mu\text{g.l}^{-1}$) (Fig. 2P-2, -3a y -4). En la *Media Loma* los valores fueron similares a los registrados en *L* hasta los 15 días, pero aumentaron un orden de magnitud a los 30 y 45 días y desde ahí disminuyeron marcadamente hasta el final del tratamiento (rango PT para *ML*: 148–2.194 $\mu\text{g.l}^{-1}$) (Fig. 2P-2, -3a y -4). En el *Bajo*, la concentración de PT aumentó exponencialmente hasta el final del tratamiento (rango de PT en *B*: 265–1.757 $\mu\text{g.l}^{-1}$) (Fig. 2P-2, -3a y -4).

Tanto en L como en ML las diferencias entre los tipos de uso *a* y *m* fueron significativas (test de t, $n: 15$, $p_L < 0,01$; $p_{ML}: 0,22$).

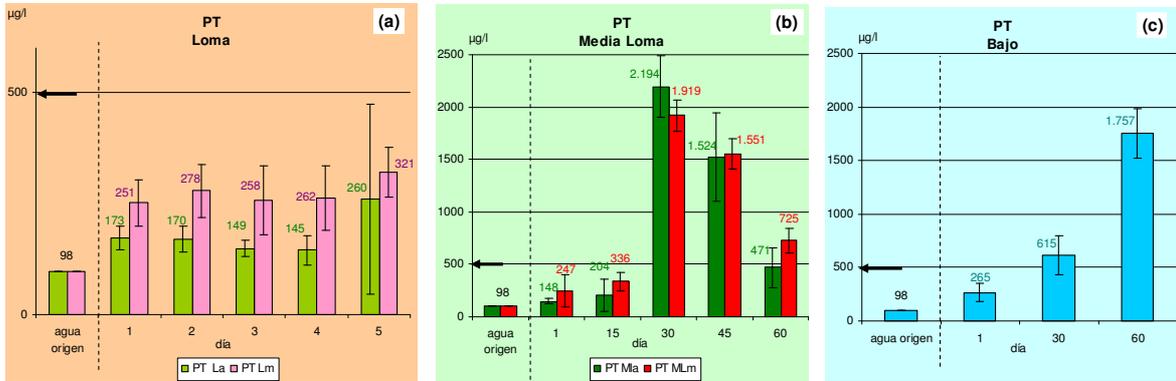


Figura 2P-3. Concentración de PT ($\mu\text{g.l}^{-1}$) en el agua de inundación en L (a), en ML (b) y en B (c). (*m*: uso mixto y *a*: uso agrícola) (± 1 DS).

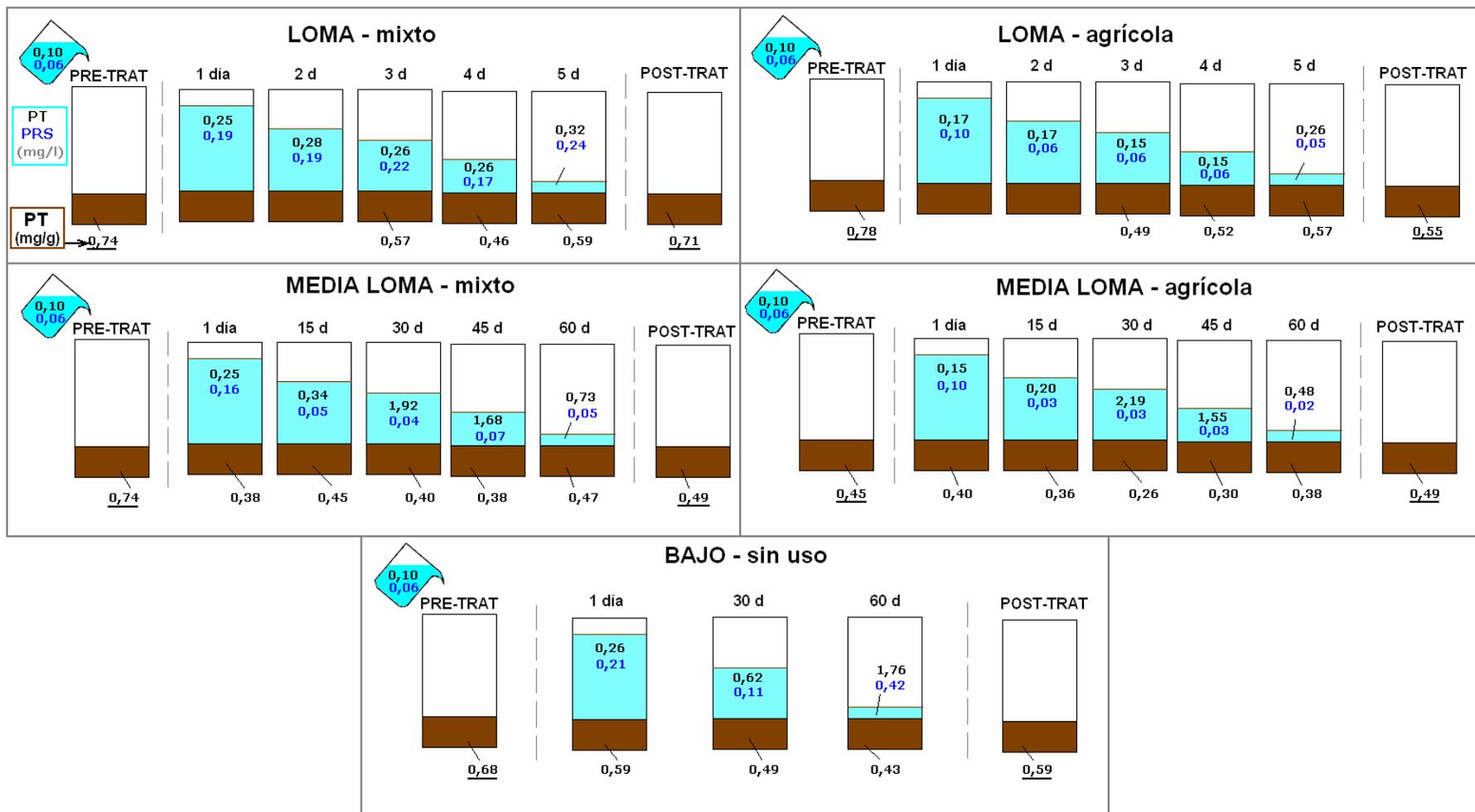


Figura 2P-4. Esquema de la concentración de P en el agua (PT y PRS) y en el suelo (PT) antes, durante y después de la inundación en los cinco tratamientos.

B.b. Fósforo Disuelto (PD) y Fósforo Particulado (PP)

En el agua origen el PT estaba completamente representado por la forma disuelta (PD: 98 $\mu\text{g.l}^{-1}$). Un día después de la inundación el PD dominó claramente por sobre el PP en todos los suelos, con más del 83% y aumentó entre 1,5 y casi 3 veces la concentración de PD original (Fig. 2P-5).

En la *L*, la mayor parte del P se encontró en forma disuelta (PD) en similar proporción durante todo el periodo de inundación en L-m (promedio para los cinco días 94% de PT). En L-a la relación fue menos marcada (72% PD del PT para todo el tratamiento) y aumentó la fracción particulada (PP) hacia el final del tratamiento (Fig. 2P-5). Los tratamientos L-m y L-a mostraron diferencias significativas en la concentración de PD, (test t $p < 0,01$ n: 5).

En *ML* y *B*, la contribución de PP en el PT fue mayor que en L. En ML la concentración de ambas fracciones aumentó exponencialmente a los 30 días y los mínimos de ML son similares a los máximos alcanzados en L a los 5 días (Fig. 2P-5). En B el aumento de PD y PP se estimó a los 60 días con una participación similar de ambas fracciones en el PT. Los suelos *a* y *m* no mostraron diferencias significativas en ML.

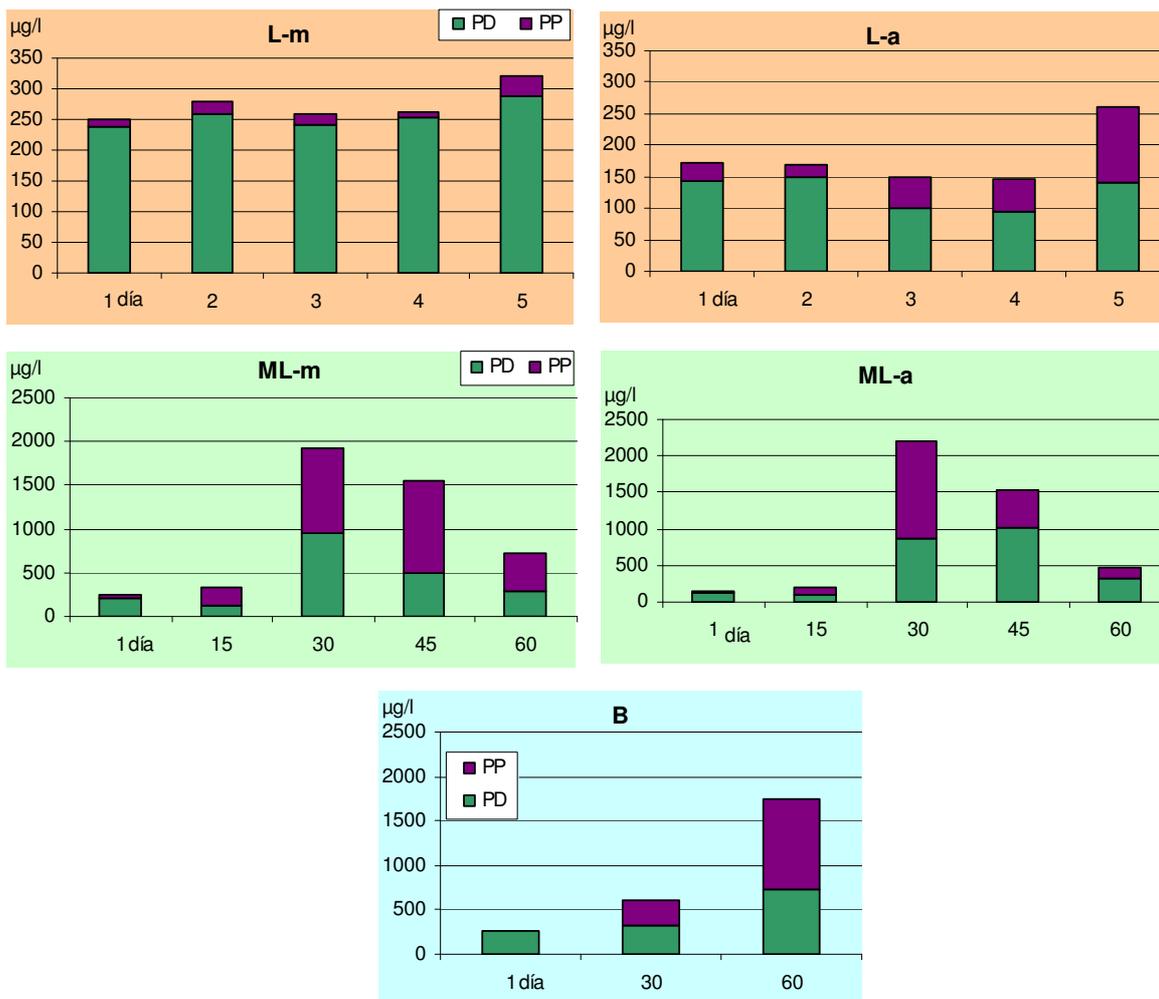


Figura 2P-5. Fósforo disuelto (PD) y fósforo particulado (PP) en el agua de inundación en los cinco tratamientos (para L: loma, ML: media loma y B: bajo; y m: uso mixto y a: uso agrícola).

B.c. Fósforo Reactivo Soluble (PRS)

El rango de PRS en el agua de inundación para todos los tratamientos estuvo entre 25 y 413 $\mu\text{g.l}^{-1}$. El PRS del *agua origen* fue de 55 $\mu\text{g.l}^{-1}$.

Un día después de la inundación el PRS aumentó en todos los tratamientos con un promedio de 154 $\mu\text{g.l}^{-1}$. La mayor concentración se registró en B donde aumentó casi cuatro veces (Fig. 2P-6 y -4), también fue importante el aumento en los tratamientos *m* (3,5 veces L-*m* y 3 veces en ML-*m*), y por último en los *a* (ambos casi duplicaron la concentración).

En L-*m*, el PRS mostró un aumento de concentración hacia el final, sin embargo, no hubo cambios significativos en el porcentaje de PRS con respecto al PT (Fig. 2P-6 y -4). En L-*a* la tendencia del PRS fue disminuir desde el inicio de la inundación finalizando con la mitad del valor inicial,

con una disminución de la proporción con respecto al PT (PRS_i: 59%, PRS_f: 20%).

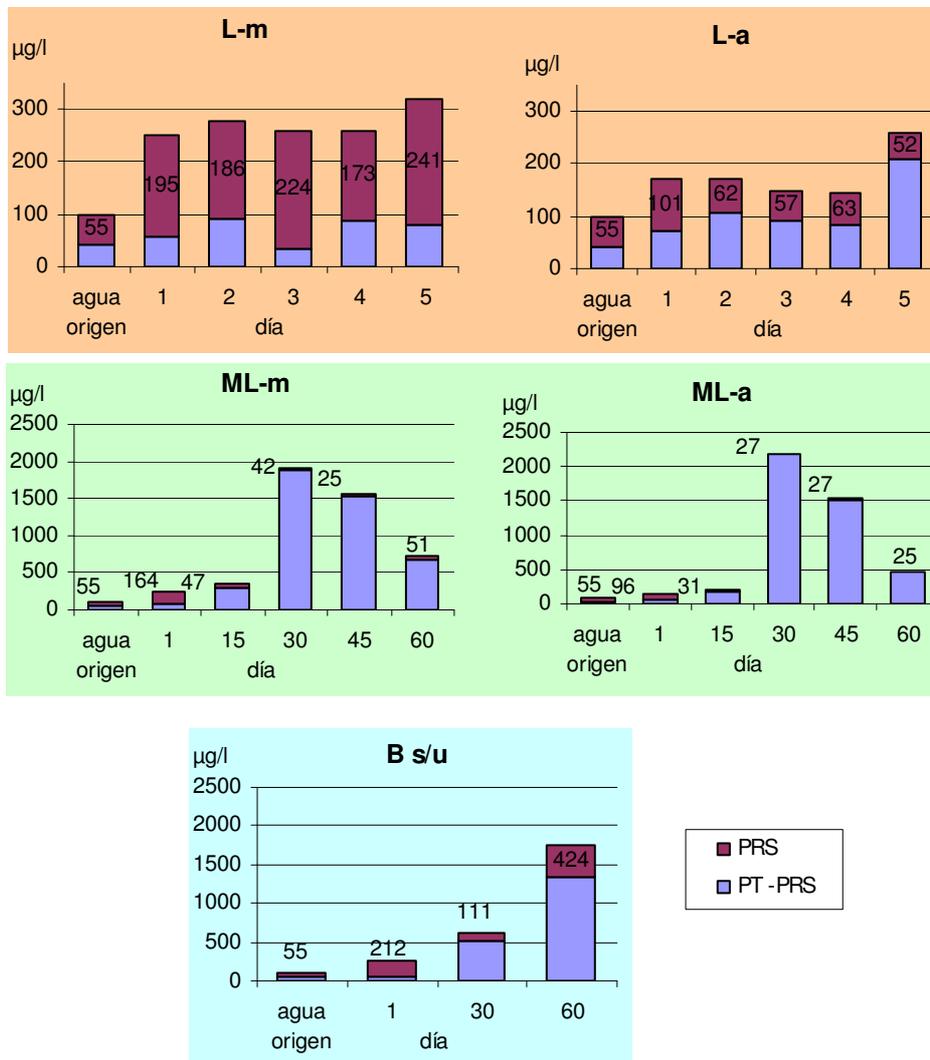


Figura 2P-6. Contribución del fósforo reactivo soluble (PRS) al fósforo total (PT) del agua de inundación en los cinco tratamientos. Los valores sobre o en las barras corresponden a la concentración de PRS.

En ML el PRS fue importante al primer día de la inundación pero disminuyó marcadamente a los 15 días. Desde los 30 días y hasta el final el PRS registró los valores más bajos con respecto al PT (1-7% del PT). Al final de la inundación el PRS representó un 6% del PT y un 28,5% del valor original (Fig. 2P-6 y -4).

En el *Bajo* (B) el PRS sufrió un rápido aumento en el primer día de la inundación. A los 30 días aunque la concentración de PT aumentó la de PRS disminuyó. Hacia el final del experimento la concentración de PRS fue casi nueve veces mayor que la inicial (Fig. 2P-6 y -4).

Con respecto a los tratamientos según uso del suelo, al igual que con el PT, los suelos *a* registraron valores inferiores de PRS a los de *m* en todos los eventos de muestreo, tanto en L como en ML, y las diferencias entre *a* y *m* fueron significativas (test de t en L: $p < 0,01$ n: 15; ML: $p < 0,05$ n: 15) (Fig. 2P-6).

En cuanto a la posición topográfica, en ML se registraron los valores más bajos y en B los más altos de PRS (rangos: L: 52 – 241 $\mu\text{g.l}^{-1}$; ML: 25 – 164 $\mu\text{g.l}^{-1}$; B: 111 – 424 $\mu\text{g.l}^{-1}$), considerando la Loma y la Media Loma las diferencias en la concentración de PRS fueron significativas (ANOVA $p < 0,05$ n: 15).

El PRS mostró correlación significativa y positiva con la concentración de nitrato en ML-*m* ($r: 0,84$ $p: 0,03$ n: 6); ML-*a* ($r: 0,96$ $p < 0,01$ n: 6) y en B no significativa ($r: 0,94$ $p: 0,06$ n: 6) (Fig. 2P-6).

B.d. Fósforo Orgánico total (PO) y Fósforo total reactivo (PTRS)

El PTRS y PO del *agua origen* fue de 55 y 43 $\mu\text{g.l}^{-1}$, respectivamente (Fig. 2P-7).

Un día después de la inundación, el PTRS dominó en todos los tratamientos. Durante el resto del tiempo de la inundación, el PTRS estuvo representado mayoritariamente por el PRS en todos los tratamientos (PRP representó más del 63% del PTRS en L, más del 83% en ML y más del 94% en B) (Fig. 2P-7 y tabla 2P.i).

En L-*m* el PTRS (PRS+PRP) mostró un suave aumento en el tiempo y fue considerablemente superior al PO durante los cinco días de la inundación. Por el contrario, en L-*a*, la concentración de PTRS fue disminuyendo con respecto a la de PO hacia el final de la inundación, y si bien también la fracción disuelta del PO (POD) fue más importante hasta el día cuatro, el POP fue aumentando hacia el final y el día 5 fue mayor al POD. Al final de la inundación y a diferencia con L-*m*, el PO representó la mayor parte del PT, con un 75% (Fig. 2P-7 y tabla 2P.i).

L-m	1	2	3	4	5
PRS	194,6	185,5	223,7	173,4	241,3
PRP	7,9	7,3	11,5	61,3	18,2
PI	202,5	192,8	235,3	234,7	259,6
POD	42,3	74,4	16,8	80,5	47,7
POP	10,3	10,9	5,5	0,0	27,3
PO	52,6	85,4	22,2	80,5	75,0
PT	251,4	278,1	257,5	262,4	320,6

L-a	1	2	3	4	5
PRS	101,1	62,3	56,8	62,9	52,0
PRP	17,6	18,8	33,4	20,6	13,4
PI	118,7	81,1	90,2	80,5	65,3
POD	42,3	86,0	43,5	35,6	89,0
POP	15,8	14,0	30,0	29,1	105,6
PO	58,0	99,9	73,5	64,7	194,6
PT	176,8	181,0	163,7	145,2	259,9

ML-m	1	15	30	45	60
PRS	164,3	47,1	41,6	25,3	51,4
PRP	4,2	129,3	23,1	1,8	46,7
PI	161,2	176,4	64,7	27,1	98,1
POD	47,1	84,1	899,9	480,5	229,8
POP	50,4	75,9	954,2	1043,4	397,6
PO	97,5	160,0	1854,1	1523,9	627,4
PT	258,7	336,4	1918,9	1551,0	725,5

ML-a	1	15	30	45	60
PRS	96,3	31,3	27,1	27,1	24,7
PRP	12,7	5,5	5,5	2,4	34,0
PI	106,3	34,7	32,5	28,6	58,6
POD	42,6	81,4	835,6	988,3	303,3
POP	4,9	92,3	1326,3	465,6	105,6
PO	47,4	173,7	2161,9	1453,8	408,9
PT	153,7	208,3	2194,4	1482,4	467,5

B	1	30	60
PRS	212,2	111,5	424,4
PRP	12,7	12,7	10,3
PI	225,0	96,9	423,8
POD	58,0	240,7	324,2
POP	0,0	326,0	1031,3
PO	58,0	566,7	1355,5
PT	272,7	615,0	1757,4

Agua origen	
PRS	54,9
PRP	0,0
PI	54,8
POD	43,0
POP	0,0
PO	43,0
PT	97,9

Tabla 2P-i. Concentración promedio de las fracciones de P ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$) para los diferentes tratamientos.

En *ML*, al inicio dominó el PTRS (PRS+PRP). A los 15 días el PO (POP+POD) aumenta y desde los 30 días y hasta el final dominó claramente el PO por sobre el PTRS en ambos tipos de uso. En *ML-m* el POP fue mayoritario con respecto al POD durante casi todo el periodo; mientras que en *ML-a* el PO estuvo representado mayoritariamente por el POD durante casi todo el tratamiento (Fig. 2P-7 y tabla 2P.i).

En *B*, el primer día dominó el PTRS, pero a los 30 días el PO aumentó casi 10 veces su concentración. A los 60 días el PO siguió en aumento, duplicando su concentración con respecto al evento anterior (Fig. 2P-7 y tabla 2P.i).

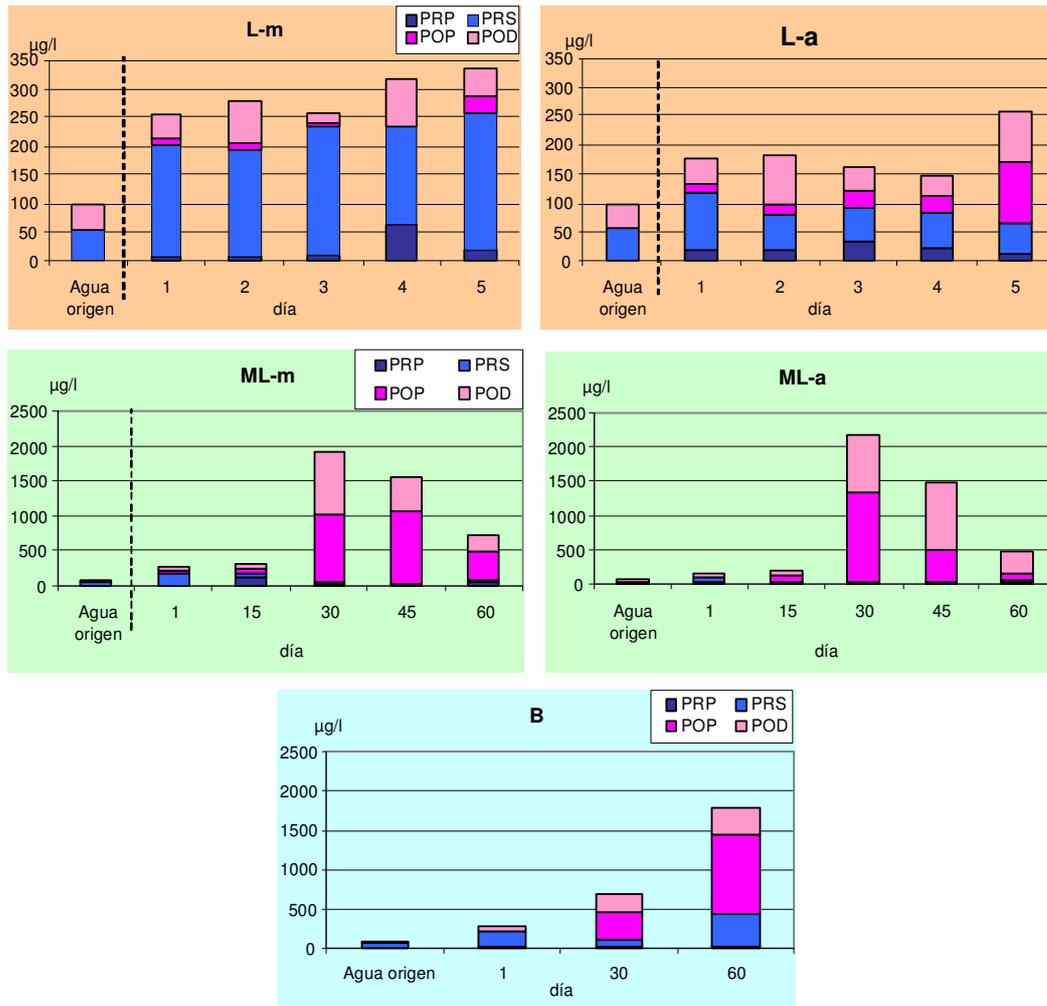


Figura 2P-7. Relación de las fracciones de P orgánico particulado (POP) orgánico disuelto (POD) con el P reactivo particulado (PRP) y reactivo disuelto (PRS) en el agua de inundación en los cinco tratamientos.

CAPITULO IV.1.3. Microorganismos

a. En el agua libre

a.A- Productores primarios

Los microorganismos productores encontrados en las muestras de agua, correspondieron a especies características de suelos inundados y de agua libre. Su clasificación fue dificultosa por la variedad morfológica de estados en el ciclo de vida de las especies.

A.1. Riqueza específica

Entre los organismos productores en el agua libre se registraron en total 91 especies distribuidas en: 42 clorofitas (46%), 27 diatomeas (30%), 18 cianobacterias (20%), 3 euglenofitas (3%) y 1 criptofitas (1%) (Tabla a.A-i). La riqueza específica más alta se encontró en la Media Loma (ML) con 66 especies, la más baja en el Bajo (B) con 52 y la Loma (L) registró 57 especies (Fig. a.A-4).

CYANOBACTERIA	<i>Binuclearia tectorum</i> (Kuitz.) Beger
Orden Nostocales	<i>Geminella curta</i> (Skuja)
<i>Anabaenopsis circularis</i> (West) Wolosz y Miller	<i>Klebsormidium</i> sp
<i>Anabaenopsis tanganykae</i> G. S. West	<i>Leptosira</i> sp
<i>Anabaena</i> spp	<i>Planktonema</i> sp
<i>Anabaena variabilis</i> Kützing	<i>Psephonema aenigmaticum</i> Skuja
<i>Nodularia spumigena</i> Mert.	<i>Radiofilum</i> sp
<i>Rhaphidiopsis mediterranea</i> Skuja	<i>Sphaeroplea</i> sp
Orden Oscillatoriales	<i>Ulothrix pelagica</i> Nygaard
<i>Geitlerinema ionicum</i> (Skuja) Anagnostidis	Orden Tetrasporales
<i>Jaaginema unigranulatum</i> (Biswas) Anagnostidis	<i>Sphaerocystis</i> sp
<i>Leptolyngbya breviarticulata</i> (Claus) Anagnostidis	<i>Suxenella mitrae</i> (Trw. & Pand.) Fott
<i>Oscillatoria subbrevis</i> Schmidle	Orden Oedogoniales
<i>Phormidium articulatum</i> (Gardner) Anagnostidis et Komárek	<i>Oedogonium</i> sp
<i>Phormidium chlorinum</i> (Kützing) Umezaki & Watanabe	Orden Zygnematales
<i>Phormidium</i> sp	<i>Closterium incurvum</i> Brébisson
<i>Pseudoanabaena</i> sp	<i>Cosmarium</i> sp
<i>Spirulina platensis</i> G.S.West	<i>Spirogyra</i> sp
Orden Chroococcales	HETEROKONTOPHYTA
<i>Aphanocapsa</i> sp	CLASE BACILLARIOPHYCEAE (DIATOMEAS)
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kütz.) Kütz.	<i>Achnanthes flexella</i> (Kütz.) Brun
<i>Microcystis pulvereae</i> (H.C. Wood) A. Forti	<i>Amphora ovalis</i> Kützing
CHLOROPHYTA	<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> (Ehrenberg) Pfitzer
Orden Chlorococcales	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs	<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve
<i>Chlamydomonas</i> sp	<i>Campylodiscus</i> sp
<i>Chlorococcum pinguideum</i> Arce & Bold	<i>Cymatopleura solea var regula</i> (Ehrenberg) Grunow
<i>Closteriopsis aciculare</i> T. West	<i>Gomphonema angustatum</i> (Kützing) Rabenhorst
<i>Coelastrum</i> sp	<i>Gomphonema parvulum</i> Kützing
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren	<i>Gyrosigma</i> sp
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchner) W. and G.S. West	<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow
<i>Dictyosphaerium</i> sp	<i>Melosira varians</i> C.A. Agardh
<i>Euastrum luetkemuelleri</i> F. Duceil.	<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korshikov) Hindák	<i>Navicula cuspidata</i> (Kützing) Kützing
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová	<i>Navicula radiosa</i> Kützing
<i>Monoraphidium convolutum</i> Corda	<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W. M. Smith
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berkeley) Komárková-Legnerová	<i>Nitzschia apiculata</i> (W. Greg.) Grunow
<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Komarkova-Legnerova	<i>Nitzschia filiformis</i> (W. M. Smith) Van Heurck
<i>Monoraphidium setiforme</i> (Nygaard) Komárková-Legnerová	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith
<i>Monoraphidium tortile</i> (W. West & G.S.West) Komárková-Legnerová	<i>Nitzschia sigma</i> (Kützing) W. Smith
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turpin) Meneghini	<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch) W. Smith
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenberg) Ralfs	<i>Pleurosigma</i> sp
<i>Planophila</i> sp	<i>Skeletonema</i> sp
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat	<i>Stauroneis phoenicentron</i> (Ehr.) Hust.
<i>Scenedesmus eornis</i> (Ralfs) Chodat	<i>Synedra filiformis</i> Grunow
<i>Scenedesmus linearis</i> Komarek	<i>Synedra tenera</i> W. Smith
<i>Scenedesmus obliquus</i> (T.) Kütz	<i>Synedra ulna</i> (Nitz.) Ehr.
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brévisson	EUGLENOPHYTA
<i>Tetraedron caudatum</i> (Corda) Hansg.	<i>Euglena</i> spp
<i>Tetraedron minimum</i> (A.Br.) Hansg.	<i>Phacus ichthyodon</i> Pochm.
Orden Microsporales	<i>Trachelomonas</i> sp
<i>Microspora abbreviata</i> (Rabenhorst) Lagerheim	CRYPTOPHYTA
Orden Ulothricales	<i>Cryptomonas</i> sp

Tabla a.A-i. Lista de especies de microalgas libres encontradas en el agua de inundación en los cinco tratamientos.

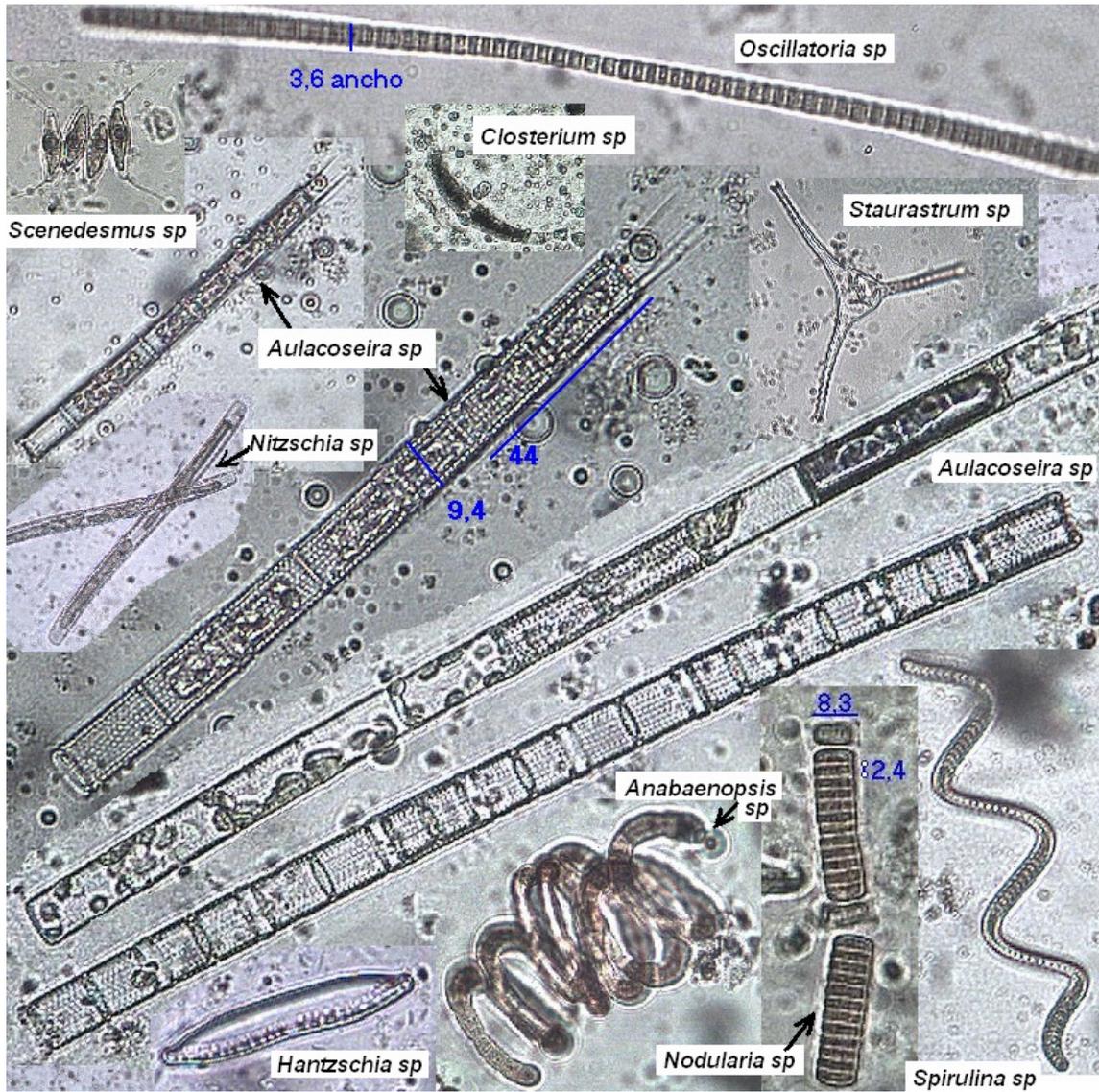


Figura a.A-1. Fotografías de las microalgas al microscopio encontradas en el agua sobre el suelo en la Loma.

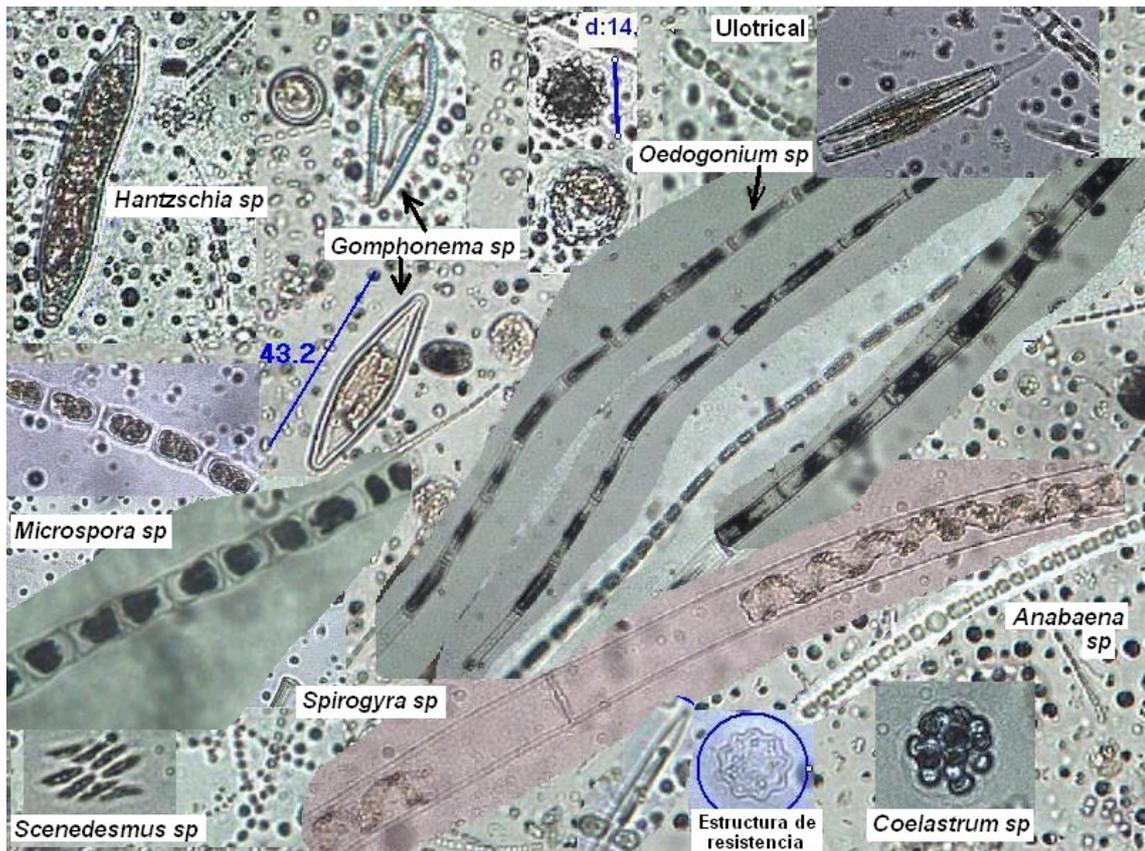


Figura a.A-2. Fotografías de las microalgas al microscopio encontradas en el agua sobre el suelo en la Media Loma.

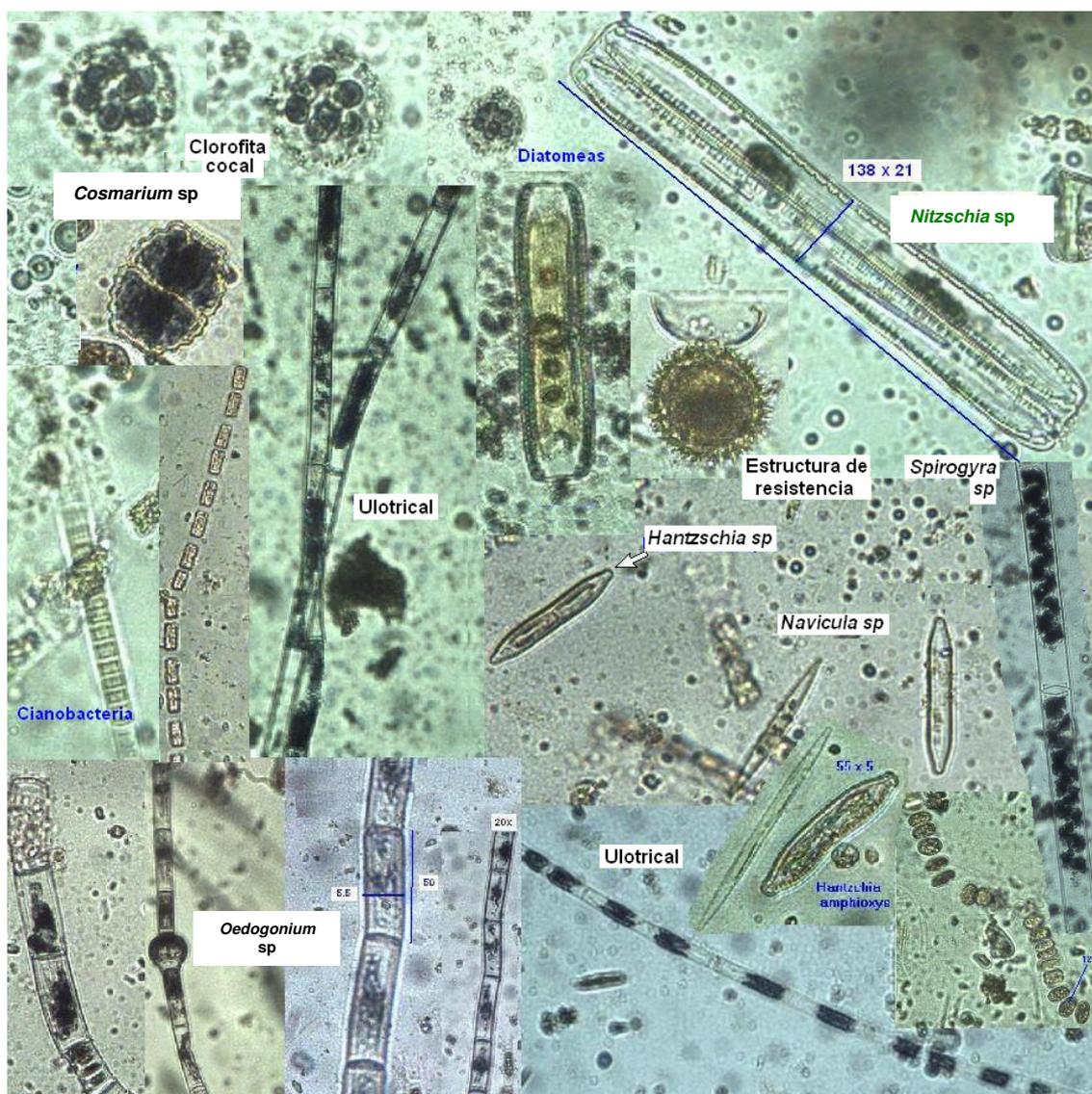


Figura a.A-3. Fotografías de las microalgas al microscopio encontradas en el agua sobre el suelo en el Bajo.

En L se registraron cianobacterias, clorofitas y diatomeas, mientras que en ML se encontraron además especies de euglenofitas y criptomonadales. En B, se registraron los mismos grupos algales que en ML excepto criptomonadales. La mayor riqueza específica de clorofitas, diatomeas, euglenofitas y criptomonadales se registró en ML, mientras que el mayor número de especies de cianobacterias se registró en L (Fig. a.A-5). En ML no hubo diferencias en la riqueza específica entre los usos del suelo, mientras que en L se registró mayor riqueza de especies en el uso mixto (Tabla a.A-i).

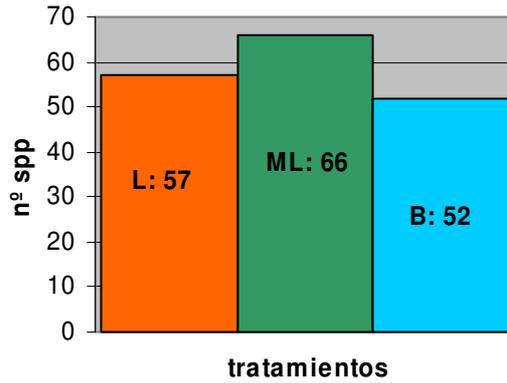


Figura a.A-4. Riqueza específica en L, ML y B.

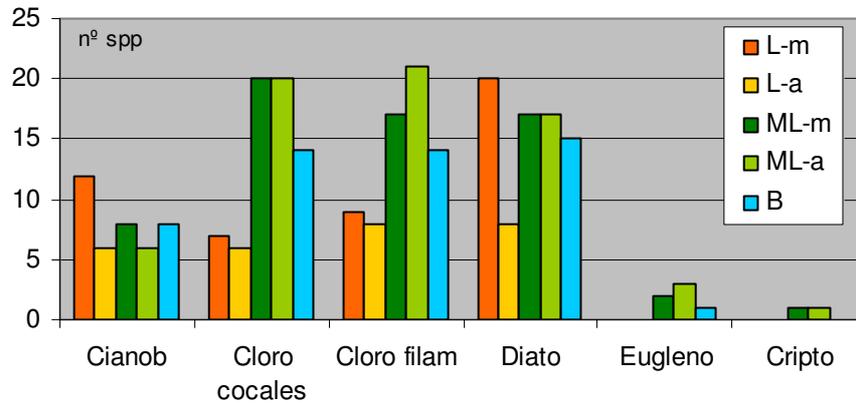


Figura a.A-5. Riqueza específica de los grupos microalgales en L, ML y B.

Si bien los menores valores de riqueza específica se encontraron en **L**, *L-m* presentó un valor excepcionalmente elevado a los cuatro días, de 38 especies (Fig. a.A-6). La riqueza específica a lo largo del periodo inundado en L mostró diferencias de acuerdo al uso del suelo.

En **ML**, la riqueza específica aumentó marcadamente a los 15 días, aumentó levemente a los 30 días y desde ese momento se mantuvo con valores similares hasta el final de la inundación, excepto en *ML-m* que registró una leve disminución a los 45 días (Fig. a.A-6). A pesar de esa diferencia, los promedios de la riqueza específica entre los suelos *m* y *a* de ML no mostraron diferencias significativas (test de t, p: 1, n: 5).

En **B**, la riqueza aumentó aproximadamente a igual tasa desde el inicio hasta el final de la inundación, sin embargo, tanto a los 30 como a los 60 días registró un valor inferior a los correspondientes para ML (Fig. a.A-6).

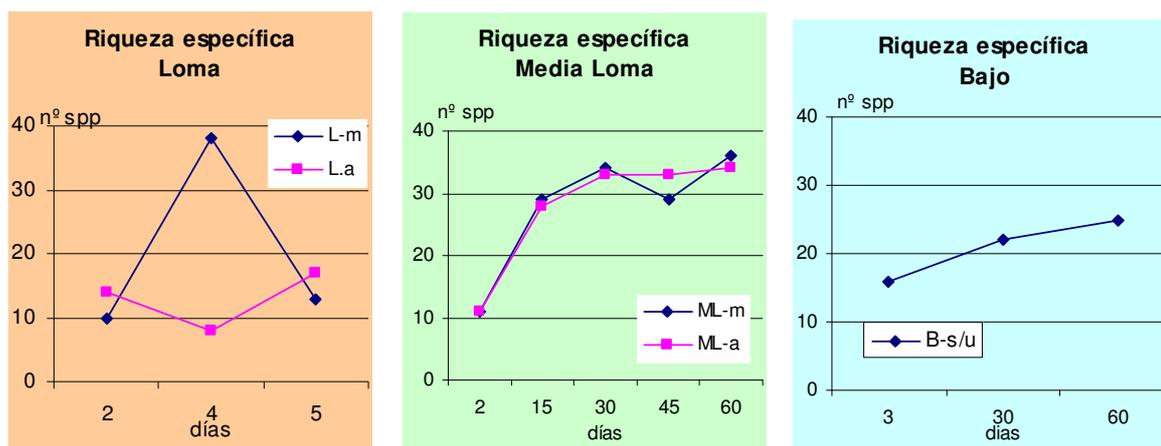


Figura a.A-6. Riqueza específica de microalgas total en cada tratamiento (loma (L), media loma (ML) y bajo (B)).

A.2. Especies en común

* *Entre suelo a y m durante 5 días de inundación:* Del total de especies registradas durante la inundación en L-m, un 35% también estuvieron presentes en L-a, y dado que en este último sitio la cantidad de especies fue menor durante los cinco días de la inundación, las especies en común representaron un 61%.

* *Entre suelo a y m durante 60 días de inundación:* Del total de especies encontradas durante la inundación en ML-m, un 57% también se registraron en ML-a, mientras que para este último sitio, las especies en común con ML-m representaron un valor muy similar, 54%.

* *Entre media loma y bajo (comparando días 2 (o 3), 30 y 60):* De las especies encontradas en ML para los mismos días de muestreo que B, un 82% se encontraron tanto en m como en a; mientras que comparando con B, las especies registradas esos mismos días en ML-m un 34% estuvieron presentes en B, y un 37% de las especies en ML-a estuvieron presentes en B.

A.3. Abundancia

Las mayores abundancias microalgales se registraron en ML (rango promedio ML: 3 - 58.021 ind.ml⁻¹) y las menores en L (rango promedio L: 8 - 23 ind.ml⁻¹). En B se encontraron abundancias intermedias (rango B: 33 - 21.097 ind.ml⁻¹). Una característica muy notable con respecto a los datos de

abundancia de microalgas entre las réplicas es que mostraron elevada dispersión en la etapa final de la inundación en L y B, y en etapas intermedias en ML (Fig. a.A-7 y Tabla a.A-i).

En **L**, la abundancia de microalgas mostró una tendencia en aumento desde que el suelo se inundó hasta su desecación, sin embargo, en L-a la abundancia disminuyó marcadamente a los 4 días. La densidad algal tuvo un incremento hacia el quinto día en uso mixto, mientras que en uso agrícola disminuyó al cuarto día y registró un aumento hacia el final (Fig. a.A-7).

En **ML**, la densidad algal mostró una tendencia similar en los dos tipos de uso, aunque con diferencias en los valores de abundancia. La densidad microalgal aumentó marcadamente desde el inicio de la inundación con valores máximos a los 15 días en *a* y a los 30 días en *m* y desde ese momento disminuyó marcadamente hacia el final de la inundación (Fig. a.A-7).

En **B**, la abundancia de algas aumentó linealmente hasta los 60 días. El análisis estadístico entre ML-a y B y ML-m y B entre el día inicial, 30 y 60 días, no mostró diferencias significativas (test de t entre ML-m y B: $p: 0,12$ $n: 15$; y entre ML-a y B: $p: 0,88$ $n: 15$) (Fig. a.A-7).

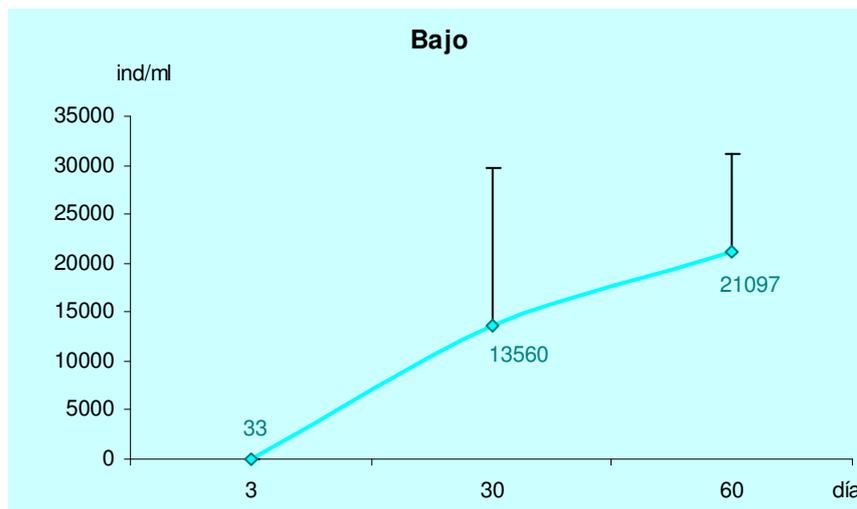
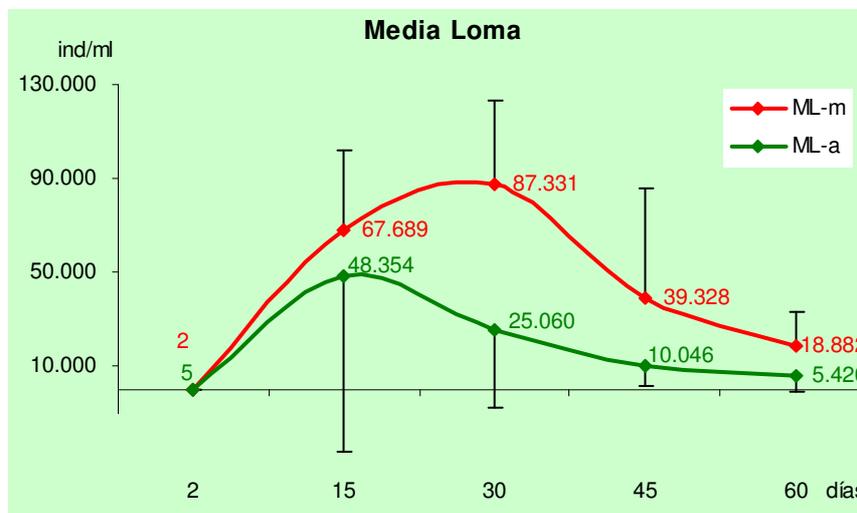
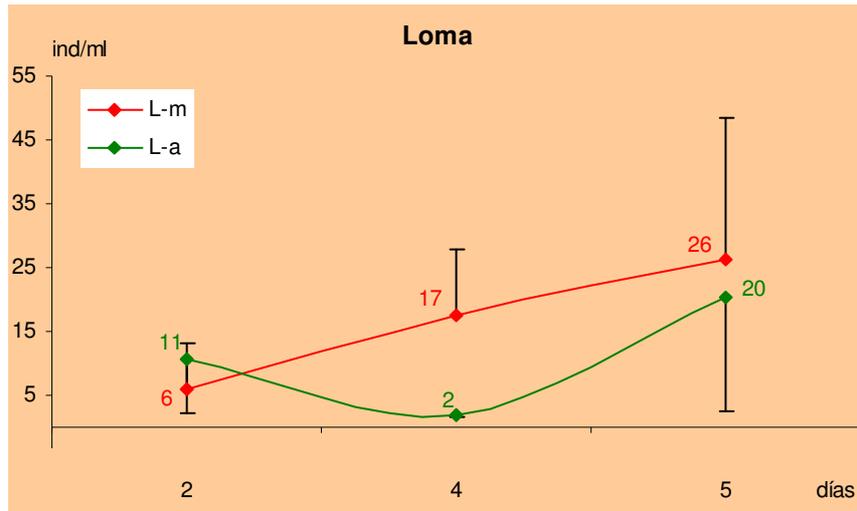


Figura a.A-7. Abundancia de microorganismos productores primarios de vida libre en las tres topografías: L, ML y B (a: uso agrícola; m: uso mixto) (1 SD).

TOPOGRAFÍA	L		ML		B
USO DEL SUELO	mixto	agrícola	mixto	agrícola	sin uso
Densidad Total (ind. ml ⁻¹)	Mín: 6 (día 2) Máx: 26 (d 5)	Mín: 2 (d 4) Máx: 20 (d 5)	Mín: 2 (d 2) Máx: 87.331 (d 30)	Mín: 5 (d 2) Máx: 48.354 (d 15)	Mín: 33 (d 3) Máx: 21.097 (d 60)
Riqueza específica - <i>Cianob</i> : cianobacterias - <i>Clorof</i> : clorofitas - <i>coc</i> : cocales - <i>fil</i> : filamentosas - <i>Diat</i> : diatomeas - <i>Eugl</i> : euglenofitas - <i>Cripto</i> : criptomonadales	48 especies: - 42% Diat - 34% Clorof - 15% coc - 19% filam - 24% Cianob	28 especies: - 50% Clorof - 21% coc - 29% filam - 29% Diat - 21% Cianob	64 especies: - 57% Clorof - 40% coc - 17% filam - 26% Diat - 12% Cianob - 3% Eugl - 2% Cripto	68 especies: - 60% Clorof - 37% coc - 24% filam - 25% Diat - 9% Cianob - 4% Eugl - 1% Cripto	52 especies: - 50% Clorof - 30% Diat - 14% Cianob - 2% Eugl
Diversidad específica promedio	2,1	2,0	1,8	1,3	1,2
Equitabilidad	0,7	0,8	0,6	0,4	0,4
Grupos de la sucesión	<ul style="list-style-type: none"> - Las clorofitas fueron dominantes en todos los eventos de muestreo (excepto a los 2 días en ML-a). - Las cianobacterias co-dominaron en los estadios iniciales de la sucesión. - Las diatomeas fueron co-dominantes en los estadios finales. 			<ul style="list-style-type: none"> - No hubo un grupo dominante durante toda la inundación, las clorofitas fueron importantes en el inicio, las cianobacterias en estadios intermedios, y las diatomeas en el final de la inundación. 	

Tabla a.A-ii. Caracterización de los cinco tratamientos con respecto a la composición de microorganismos productores. Los grupos algales están ordenados de acuerdo a su importancia relativa

A.4. Diversidad

La diversidad específica promedio más alta se halló en L y la más baja en B. En ML y B la diversidad estuvo fuertemente influenciada por la equitabilidad que si bien no aparece graficada, muestra el mismo comportamiento que la diversidad en los sitios inundados por dos meses (Fig. a.A-8 y Tabla a.A-ii). Por el contrario, en L la diversidad estuvo influenciada principalmente por la riqueza y por eso el comportamiento de ambas variables es similar.

En ML, la diversidad de microalgas registrada en el agua de inundación durante el anegamiento, no mostró diferencias significativas entre ambos tipos de uso del suelo (test de t, p: 0,40 n: 5).

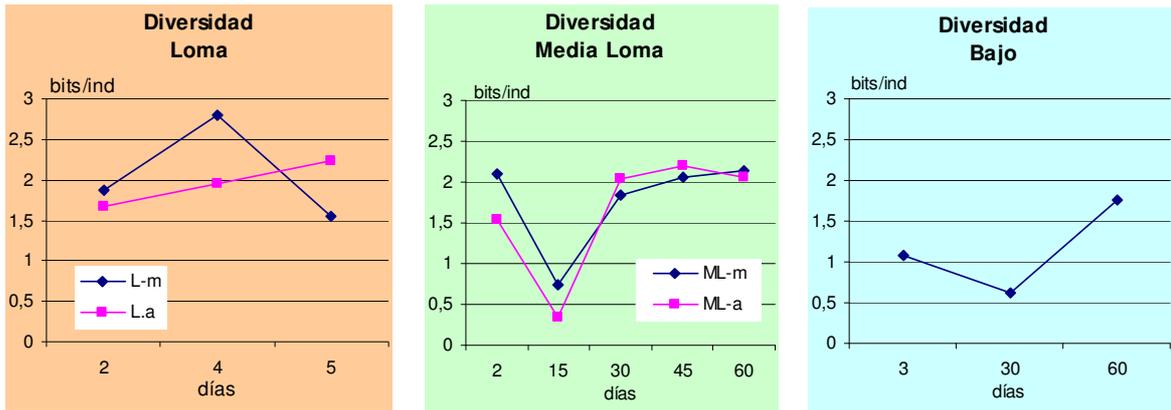


Figura a.A-8. Índice de diversidad de Shannon en los cinco tratamientos.

A.5. Grupos taxonómicos

En **L** dominaron las clorofitas durante todo el período de inundación con diferentes proporciones de las formas filamentosas y cicales en ambos tipo de uso de suelo. En el uso mixto fueron importantes las formas filamentosas que aumentaron hacia el quinto día mientras que en el suelo de uso agrícola aumentaron las formas cicales (Fig. a.A-9 y Tabla a.A-iii).

En **ML** estuvieron presentes los principales grupos algales (cianobacterias, clorofitas y diatomeas) al inicio de la inundación. A lo largo del período de inundación dominaron las clorofitas alternándose las formas cicales y filamentosas. Las diatomeas fueron abundantes hacia el final de la experiencia (Fig. a.A-9 y Tabla a.A-iii). En el de uso agrícola la máxima densidad ocurrió a los 15 días con las clorofitas filamentosas como dominantes, mientras que en el de uso mixto, la máxima densidad se registró a los 30 días con dominancia de clorofitas cicales (Fig. a.A-9 y Tabla a.A-iii).

En **B** dominaron las clorofitas al inicio, las cianobacterias a los 30 días y las diatomeas al final del experimento. Las euglenofitas se registraron a los 60 días con una sola especie y muy baja densidad (Fig. a.A-9y Tabla a.A-iii).

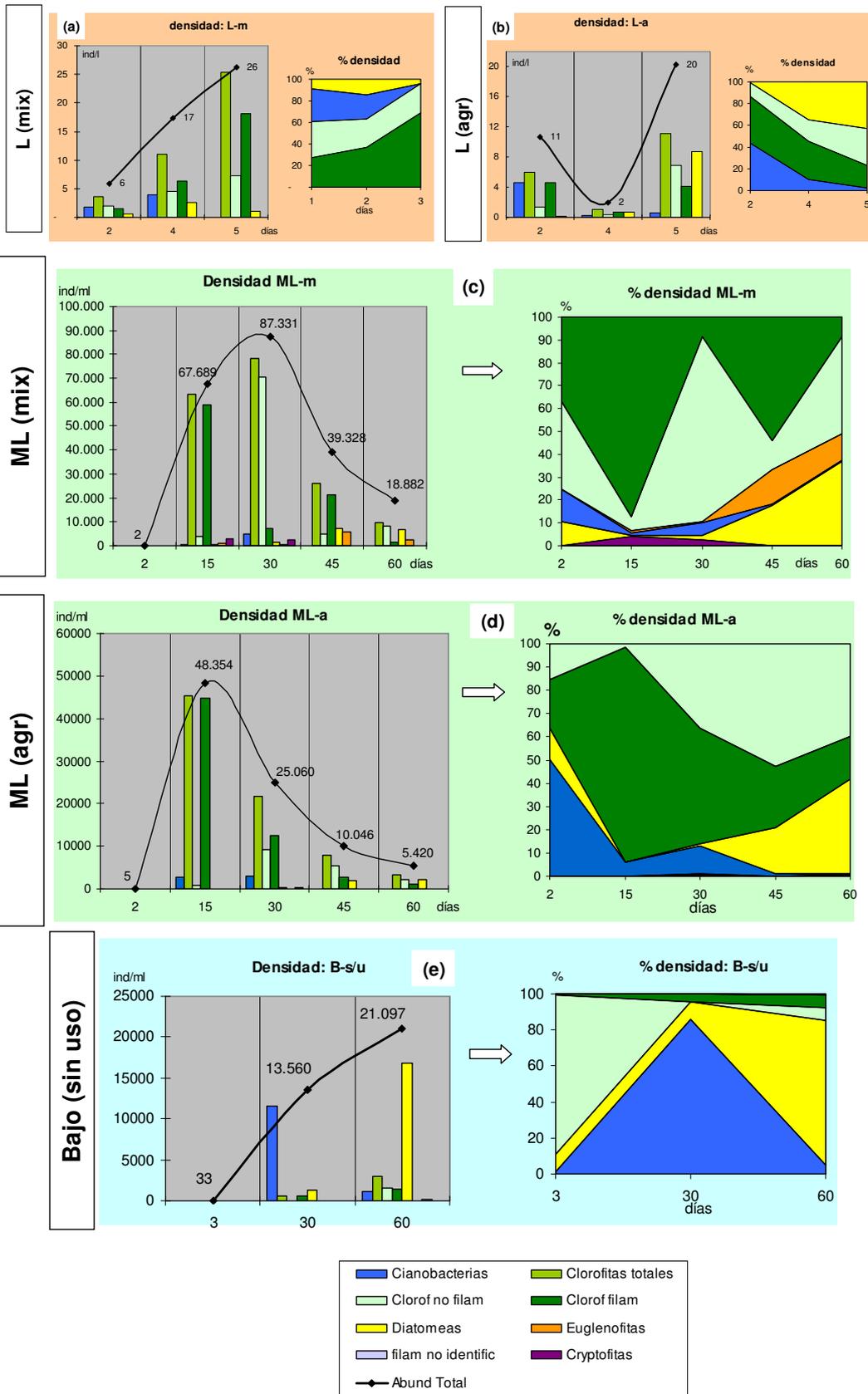


Figura a.A-9. Densidad relativa, total y % de densidad de los grupos algales durante la inundación en: **(a)** loma de uso mixto, **(b)** loma de uso agrícola, **(c)** media loma de uso mixto, **(d)** media loma de uso agrícola y **(e)** bajo sin uso.

A.6. Descripción por sitio

Tabla a.A-iii. Etapas de la sucesión de los microorganismos productores en las distintas topografías y usos

TOPOGRAFIA USO DEL SUELO	L		ML		B
	mixto	agrícola	mixto	agrícola	sin uso
ETAPA INICIAL	<p>- Día 2: (Altura hidrométrica (h): 74cm) Si bien la densidad fue la mínima registrada para todo el periodo, se registraron especies de todos los grupos con alta equitabilidad. La densidad de las clorofitas cocales fue levemente mayor a la de las filamentosas, y las cianobacterias con una densidad similar a las últimas. También se registraron diatomeas (Fig. a.A-9a).</p> <p>Abundancia total: 6 ind.ml⁻¹ Riqueza específica: 10 spp Índice de diversidad (H): 1,9 bit.ind⁻¹ Equitabilidad: 0,82</p>	<p>- Día 2: (h: 76cm) Dominaron las clorofitas y de ellas las formas filamentosas. Las cianobacterias tuvieron igual abundancia que las clorofitas filamentosas. La representatividad de las diatomeas fue pobre (1%) (Fig. a.A-9b).</p> <p>Abundancia total: 11 ind.ml⁻¹ Riqueza específica: 14 spp Índice de diversidad (H): 1,7 bit.ind⁻¹ Equitabilidad: 0,64</p>	<p>- Día 2: (h: 78cm) La densidad fue mínima pero se registraron clorofitas, cianobacterias y diatomeas, que fueron los que se mantuvieron durante todo el periodo de la inundación. Dominaron las clorofitas (filamentosas y cocales); las cianobacterias y diatomeas codominaron con abundancias muy similares entre ellas aunque levemente superiores las cianobacterias (Fig. a.A-9c).</p> <p>Abundancia total: 2 ind.ml⁻¹ Riqueza específica: 11 spp Índice de diversidad (H): 2,1 bit.ind⁻¹ Equitabilidad: 0,88</p>	<p>- Día 2: (h: 78cm) La abundancia fue mínima y el grupo dominante fue el de las cianobacterias con una única especie que representó el 45% de la densidad total para ese momento (<i>Pseudanabaena</i> sp). También se registraron 7 especies de clorofitas y 3 diatomeas (Fig. a.A-9d).</p> <p>Abundancia total: 5 ind.ml⁻¹ Riqueza específica: 11 spp Índice de diversidad (H): 1,5 bit.ind⁻¹ Equitabilidad: 0,64</p>	<p>- Día 3: (h: 73 cm) La densidad fue baja y dominó el grupo de las clorofitas cocales con una única especie (clorococal) que representó el 66% de la densidad total. El segundo grupo en abundancia fue el de las diatomeas pero con menos del 10% de la densidad total en ese momento (<i>Hantzschia amphyoaxis</i>). Asimismo se hallaron numerosas esporas de hongos (Fig. a.A-9e).</p> <p>Abundancia total: 33 ind.ml⁻¹ Riqueza específica: 16 spp Índice de diversidad (H): 1,09 bit.ind⁻¹ Equitabilidad: 0,39</p>

ETAPA INTERMEDIA	<p>- 4 días: (h: 33cm) Se registró un aumento en la abundancia de todos los grupos encontrados anteriormente. Las clorofitas filamentosas superaron en densidad a las formas cocales de este grupo (Fig. a.A-9a).</p> <p>De las 38 especies encontradas un 16% correspondió a especies que ya estaban presentes a los 2 días pero con mayor abundancia en este momento; el 84% restante correspondió a especies nuevas. Y de las 10 especies que se registraron a los 2 días, 4 desaparecieron.</p> <p>Abundancia total: 17,4 ind.ml⁻¹ Riqueza específica: 38 spp H: 2,8 bit.ind⁻¹ Equitabilidad: 0,77</p>	<p>- 4 días: (50cm) La abundancia algal total disminuyó marcadamente. Sin embargo, las clorofitas se mantuvieron en igual proporción que en el evento anterior (54% con respecto a la densidad total a los 4 días). Las clorofitas filamentosas y diatomeas fueron los grupos más importantes con respecto a la densidad, ambas con igual representatividad. El porcentaje de cianobacterias disminuyó con respecto al evento anterior y con respecto a la densidad total (Fig. a.A-9b).</p> <p>En este momento se registró la menor riqueza específica de toda la inundación. De las 8 especies la mitad correspondieron a especies que estaban presentes a los 2 días, mientras que la otra mitad a formas nuevas. Fueron reemplazadas más de un 70% de las especies registradas a los 2 días.</p> <p>Abundancia total: 2 ind.ml⁻¹ Riqueza específica: 8 spp H: 1,9 bit.ind⁻¹ Equitabilidad: 0,94</p>	<p>- 15 días: (h: 71cm) Se destacaron las clorofitas filamentosas casi con un 90% de la abundancia total en ese momento (<i>Geminella curta</i>). Asimismo las criptomonadales mostraron su pico máximo de densidad con una única especie y las diatomeas comenzaron a aumentar en densidad y riqueza (con 5 especies nuevas: <i>Nitzschia sp</i>, <i>Skeletonema sp</i> y <i>Gomphonema sp</i>, y las 2 que ya estaban) (Fig. a.A-9c).</p> <p>De las 29 especies registradas, un 24% corresponde a formas que continúan desde el evento anterior, mientras que el 76% restante a formas nuevas. De las 11 especies registradas en el evento anterior, 4 son reemplazadas (36%).</p> <p>Abundancia total: 67.689 ind.ml⁻¹ Riqueza específica: 29 spp H: 0,7 bit.ind⁻¹ Equitabilidad: 0,22</p>	<p>-15 días: (h: 71cm) Hubo gran dispersión en los datos para las tres réplicas: una clara dominancia de clorofitas filamentosas (<i>Radiofilum sp</i>) en una (con una abundancia extraordinaria), siguió dominando <i>Pseudanabaena sp</i> en otra y en la tercera dominó una clorofita coccal (<i>Sphaerocystis sp</i>). Como promedio de las 3, dominó claramente <i>Radiofilum sp</i> que aparece en este momento y codominó <i>Pseudanabaena sp</i>. Se registraron criptomonadales y euglenofitas con muy baja densidad (0,12% y <0,1% de la densidad total en ese momento, respectivamente) (Fig. a.A-9d).</p> <p>De las 28 especies registradas un 18% corresponde a especies que permanecen desde los 2 días y el 82% restante corresponde a especies nuevas. Desaparecen más de la mitad de las especies encontradas a los 2 días.</p> <p>Abundancia total: 48.354 ind.ml⁻¹ Riqueza específica: 28 spp H: 0,3 bit.ind⁻¹ Equitabilidad: 0,11</p>	<p>- 30 días: (h: 60 cm). Dominó el grupo de las cianobacterias pero con una única especie (<i>Pseudanabaena sp</i>) y que representó el 86% de la densidad total en ese momento. El resto de los grupos registró abundancias muy bajas. En esta etapa los hongos tuvieron su máximo desarrollo en forma de hifas (Fig. a.A-9e).</p> <p>De las 22 especies registradas un 14% corresponde a especies que a estaban a los 3 días, mientras que el 86% restante a formas nuevas. De las 16 especies del evento anterior más del 80% son reemplazadas.</p> <p>Abundancia total: 13.560 ind.ml⁻¹ Riqueza específica: 22 spp H: 0,62 bit.ind⁻¹ Equitabilidad: 0,20</p>

			<p>- 30 días: (h: 43cm) Las clorofitas alcanzaron su pico máximo y las formas filamentosas fueron reemplazadas casi totalmente por las clorofitas cocales (<i>Monoraphidium</i> spp). En una de las réplicas se registró una cianobacteria filamentosas que representó al segundo grupo más abundante en ese momento. De las 7 especies de diatomeas registradas a los 15 días una es reemplazada y se registran 3 nuevas; <i>Hantzschia amphioxys</i> aumenta su abundancia desde el día 2 (Fig. a.A-9c).</p> <p>De las 34 especies registradas más de la mitad son formas que continúan desde los 15 días, el resto (47%) corresponde a especies nuevas. 34% son reemplazadas.</p> <p>Abundancia total: 87.331 ind.ml⁻¹ Riqueza específica: 34 spp H: 1,8 bit.ind⁻¹ Equitabilidad: 0,52</p>	<p>- 30 días: (h: 43cm) Disminuye abruptamente la densidad total. Siguieron dominando las clorofitas filamentosas (<i>Geminella sp</i> y otras <i>ulotricales</i>) aunque las clorofitas cocales fueron el segundo grupo en abundancia (<i>Monoraphidium</i> spp, <i>Dictyosphaerium sp</i>, <i>Tetraedron caudatum</i>). El único representante de cianobacterias presente anteriormente es reemplazada por otra <i>oscillatoriace</i> y aparecen las diatomeas (<i>Navicula sp</i>, <i>Nitzschia sp</i>). Las criptomonadales y euglenofitas registran sus mayores abundancias pero representan <1% de la densidad total. Si bien las clorofitas filamentosas siguieron dominando, la abundancia fue más equitativa con el resto de los grupos (Fig. a.A-9d).</p> <p>De las 33 especies registradas un 42% continúan desde los 15 días y el 58% restante corresponden a especies nuevas. La mitad del número de especies encontradas a los 15 días desaparece en este momento.</p> <p>Abundancia total: 10.060 ind.ml⁻¹ Riqueza específica: 33 spp H: 2,0 bit.ind⁻¹ Equitabilidad: 0,59</p>	
--	--	--	--	---	--

ETAPA FINAL	<p>- Día 5: (h:20cm) Las clorofitas siguieron aumentando y con mayor velocidad las formas filamentosas. Las diatomeas disminuyeron y no se registraron cianobacterias (Fig. a.A-9a).</p> <p>De las 13 especies registradas en este momento más de la mitad corresponde a especies presentes a los 4 días y que aumentaron su abundancia; el resto (46%) fueron especies nuevas. Se destaca la desaparición de más del 80% de las especies que estaban a los 4 días.</p> <p>Abundancia total: 26 ind.ml⁻¹ Riqueza específica: 13 spp H: 1,5 bit.ind⁻¹ Equitabilidad: 0,60</p>	<p>- Día 5: (h:29cm) La abundancia total algal aumentó marcadamente, y si bien las clorofitas en conjunto, dominaron en abundancia, la densidad de las diatomeas fue superior a la de las clorofitas filamentosas y cocales por separado. Las cianobacterias continuaron disminuyendo (Fig. a.A-9b).</p> <p>De las 17 especies registradas casi un 20% corresponden a formas presentes en el evento anterior y el 82% restante a especies nuevas. Fueron reemplazadas más de un 60% (5 especies) de las 8 especies presentes a los 4 días.</p> <p>Abundancia total: 20 ind.ml⁻¹ Riqueza específica: 17 spp H: 2,2 bit.ind⁻¹ Equitabilidad: 0,79</p>	<p>-45 días: (h: 36cm) La abundancia algal disminuyó abruptamente, y las diatomeas alcanzaron su pico máximo, representando casi un 20% de la abundancia algal total. Asimismo, siguieron dominando las clorofitas aunque con menor representatividad (67%) y nuevamente con las formas filamentosas (<i>Geminella curta</i> representa un 67% de las clorofitas filamentosas). También se registraron las mismas clorococales que a los 30 días pero con una densidad casi 14 veces menor. En una de las réplicas fue importante la representatividad de las euglenofitas aportada por una única especie (<i>Trachelomonas</i> sp) (Fig. a.A-9c).</p> <p>De las 29 especies registradas casi un 60% corresponde a especies que ya estaban presentes a los 30 días; el resto (41%) son formas nuevas. De las 34 especies del evento anterior, solo un 3% fueron reemplazadas.</p> <p>Abundancia total: 39.328 ind.ml⁻¹ Riqueza específica: 29 spp H: 2,1 bit.ind⁻¹ Equitabilidad: 0,61</p>	<p>- 45 días: (h: 37cm) La abundancia total disminuyó pero hubo mayor equitabilidad entre los grupos registrados. Dominaron las clorofitas cocales (<i>Monoraphidium tortile</i>, <i>Coelastrum</i> sp, <i>Closteriopsis aciculare</i>, estructuras de resistencia de <i>Sphaeroplea</i> sp), clorofitas filamentosas (ulotricales), y diatomeas (<i>Nitzschia</i> sp). No se registraron euglenofitas ni criptomonadales (Fig. a.A-9d).</p> <p>De las 33 especies registradas un 40% estaban a los 30 días y el 60% restante corresponde a especies nuevas. Desaparece casi un 60% de las especies registradas a los 30 días.</p> <p>Abundancia total: 10.046 ind.ml⁻¹ Riqueza específica: 33 spp H: 2,2 bit.ind⁻¹ Equitabilidad: 0,63</p>	<p>- 60 días: (h: 7cm) Se registra la mayor densidad algal de todo el periodo. Dominaron las diatomeas (<i>Nitzschia palea</i>, <i>N. acicularis</i> y <i>N. filiformis</i>) (Fig. a.A-9e). Los grupos restantes presentaron una densidad muy inferior al grupo dominante pero mayor con respecto a los eventos anteriores. De las cianobacterias filamentosas se desarrollaron formas fijadoras de nitrógeno (<i>Anabaena</i> sp y <i>Nodularia spumigena</i>) y las clorofitas filamentosas fueron reemplazadas por clorofitas cocales planctónicas (<i>Monoraphidium spp</i>). Por otra parte se registraron clorofitas filamentosas típicas del perifiton (<i>Oedogonium</i> sp y <i>Spirogyra</i> sp).</p> <p>De las 25 especies registradas, menos del 30% corresponde a especies que ya estaban presentes a los 30 días, el 72% restante fueron especies nuevas. Fueron reemplazadas un 64% de las especies del evento anterior.</p> <p>Abundancia total: 21.097 ind.ml⁻¹ Riqueza específica: 25 spp H: 1,77 bit.ind⁻¹ Equitabilidad: 0,55</p>

			<p>-60 días: (h: 8cm) La abundancia algal disminuyó marcadamente; las clorofitas siguieron dominando pero disminuyeron aún más su participación (51%); las formas cocales dominaron por sobre las filamentosas. Las diatomeas representan ahora un 37% del total algal. También hubo ulotricales y euglenofitas pero con baja densidad relativa (Fig. a.A-9c).</p> <p>De las 36 especies registradas las proporciones de las especies que ya estaban y las nuevas fueron las mismas que a los 45 días. Sin embargo, en este caso son reemplazadas un 28% de las 29 especies registradas a los 45 días.</p> <p>Abundancia total: 18.889 ind.ml⁻¹ Riqueza específica: 36 spp H: 2,1 bit.ind⁻¹ Equitabilidad: 0,6</p>	<p>- 60 días: (h: 8cm) Se registra una muy baja densidad algal pero la riqueza y diversidad se mantienen casi invariables con respecto al evento anterior. En este caso no hubo un grupo dominante, sino que las diatomeas (<i>Nitzschia palea</i>) y las clorofitas cocales (<i>Scenedesmus acuminatus</i>, <i>Monoraphidium</i> spp) fueron ambos los que presentaron las mayores abundancias (Fig. a.A-9d).</p> <p>De las 34 especies un 62% corresponde a especies que ya estaban presentes a los 45 días, el 38% restante son especies nuevas (con respecto a los 45 días). Desaparece aproximadamente un 35% de las especies encontradas en el anterior evento.</p> <p>Abundancia total: 5.420 ind.ml⁻¹ Riqueza específica: 34 spp H: 2,1 bit.ind⁻¹ Equitabilidad: 0,59</p>	
Hábitat de las especies	De las 48 especies (durante toda la experiencia): - 50% de vida libre, - 23% perifíticas, - 9% bentónicas o de suelo, - 2% de aguas estancadas o temporales (el resto no identificadas*) (Fig.a.A-13 L-m).	De las 28 especies: - 50% de vida libre, - 21% bentónicas o del suelo, - 4% formas perifíticas, - 4% de aguas temporales o estancadas (el resto no identificadas*) (Fig. a.A-13 L-a).	De las 65 especies: - 60% de vida libre, - 14% perifíticas, - 6% bentónicas y del suelo, - 3% a formas típicas de aguas estancadas (el resto no identificadas*) (Fig. a.A-13 ML-m). <i>Etapas:</i>	De las 68 especies: 63% de vida libre, 15% perifíticas, 9% bentónicas o del suelo, 3% de aguas temporales o estancadas (el resto no se determinó su hábito*) (Fig. a.A-13 ML-a). <i>Etapas:</i> En todos los eventos	De las 52 especies registradas durante la inundación un 46% fueron de vida libre, un 19% perifíticas y un 8% bentónicas o de suelo (el resto de hábito desconocido*) (Fig. a.A-13 B).

	<p>Etapas:</p> <ul style="list-style-type: none"> - En la etapa inicial, las de vida libre (ulotrical, <i>Monoraphidium setiforme</i>, <i>Nodularia spumigena</i>, <i>Anabaenopsis circularis</i>) estuvieron acompañadas por formas bentónicas (<i>Chlorococcum pinguideum</i>) y unas pocas perifíticas (<i>Phormidium</i> sp). - En la etapa intermedia, las de vida libre (<i>Microspora abbreviata</i>, nostocales) tuvieron menor representatividad y mayor las formas bentónicas (<i>Chlorococcum pinguideum</i>, <i>Phormidium articulatum</i>) y del suelo, también se registraron formas perifíticas (<i>Synedra tenera</i>, <i>Gomphonema angustatum</i>) y de aguas temporales (<i>Gleiterinema ionicum</i>, <i>Jaaginema unigranulatum</i>). - En la etapa final dominaron las de vida libre (<i>Geminella curta</i> y zoosporas de <i>Sphaeroplea</i> sp) y codominaron las de hábitos bentónicos y del suelo (<i>Chlorococcum pinguideum</i>). 	<p>Etapas:</p> <ul style="list-style-type: none"> - En etapas iniciales de la inundación dominaron las formas de vida libre (<i>Leptolyngbya breviarticulata</i>, <i>Microspora abbreviata</i>, <i>Closteriopsis aciculare</i>) que fueron reemplazadas por las formas bentónicas y del suelo hacia la etapa final (<i>Hantzschia amphioxys</i>, <i>Amphora ovalis</i>, <i>Chlorococcum pinguideum</i>). - En la etapa final también se registraron estructuras de resistencia de <i>Sphaeroplea annulina</i>, típicas de aguas estancadas y temporales. 	<ul style="list-style-type: none"> - En etapas iniciales dominaron las de vida libre (ulotricales) y codominaron las bentónicas y del suelo (<i>Chlorococcum pinguideum</i> y <i>Hantzschia amphioxys</i>). - En etapas intermedias dominaron exclusivamente las formas de vida libre (ulotricales, clorococales y <i>Cryptomonas</i> sp). - En la etapa final, dominaron las formas de vida libre (<i>Geminella curta</i>, clorococales) pero con una importante codominancia de formas perifíticas (<i>Trachelomonas</i> sp) y en menor proporción bentónicas (<i>Caloneis bacillum</i>). 	<p>dominaron las formas de vida libre (<i>Dictyosphaerium</i> sp, <i>Monoraphidium</i> spp, <i>Geminella</i> sp, <i>Coelastrum</i> sp) excepto a los 15 días que dominó una única especie perifítica (<i>Radiofilum</i> sp). A los 45 y 60 días algunas especies de vida libre disminuyen su abundancia y son reemplazadas por las formas perifíticas (<i>Nitzschia amphibia</i>).</p>	<p>Etapas: En los tres eventos dominaron en densidad, con mucha diferencia, las formas de vida libre (<i>Chlorococcal</i>, <i>Oscillatorial</i>, <i>Nitzschia palea</i>, <i>Anabaena</i> sp). En la etapa inicial se registraron formas bentónicas con una abundancia menor al 10% (<i>Hantzschia amphioxys</i>). En la etapa final se registraron formas perifíticas también con una abundancia menor al 10% (<i>Nitzschia filiformis</i>).</p>
Asociaciones algales	No se observaron.	No se observaron.	<i>Geminella curta</i> – <i>Cryptomonas</i> sp; <i>Navicula</i> sp – <i>Trachelomonas</i> sp (a los 45 días).	Clorococales – ulotricales (a los 30 días); Crucigenioide – diatomea (a los 45 días).	<i>Nitzschia</i> spp – oscillatoriales (30 y 60 días).

* Formas que no fueron identificadas al nivel de especie y por lo tanto no se pudo consultar en la bibliografía sobre su hábito de vida.

A.7. Especies durante la sucesión

Especies presentes en todo el periodo de inundación. Una única especie fue registrada en L durante los tres eventos de muestreo, esta corresponde a una diatomea común del suelo, *Hantzschia amphioxys*; en ML también una única especie (2% del total de especies), que correspondió a una clorofita filamentosa (*Geminella curta*), estuvo presente en los cinco eventos de muestreo durante los dos meses en el agua de inundación del suelo de uso mixto mientras que en el suelo agrícola ninguna. En B, la única especie de presencia constante también fue la diatomea *Hantzschia amphioxys* registrada en los tres eventos de muestreo (el primer día, a los 30 y a los 60 días) (Fig. a.A-10).

Especies registradas en un solo evento durante la inundación. En ML, entre un 35 y 38% de las especies se registraron en uno solo de los cinco eventos de muestreo (Fig. a.A-10).

Especies registradas entre dos y cuatro veces. El 60% restante de las especies en ML fueron registradas entre dos y cuatro de los cinco eventos, pero con distintas densidades relativas a través del tiempo. En B, más de un 80% estuvo sólo en uno de los tres eventos de muestreo (Fig. a.A-10).

Los suelos con distintos usos no presentaron diferencias en cuanto a la proporción de especies raras, comunes y tolerantes.

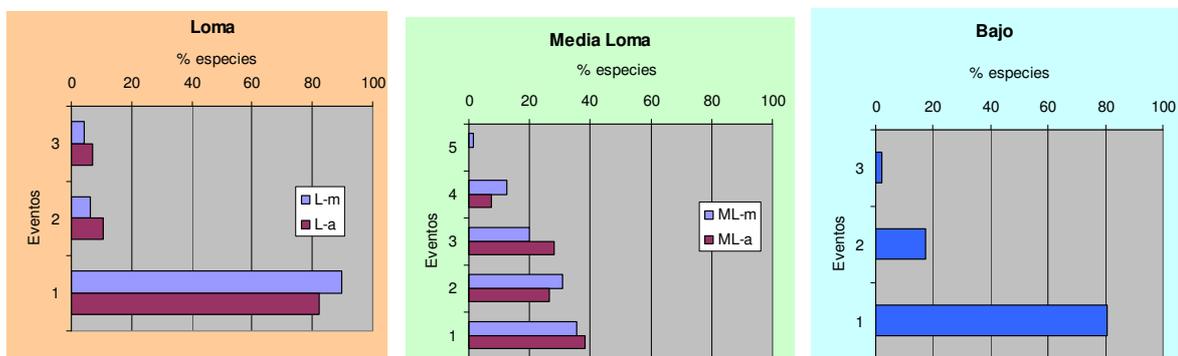


Figura a.A-10. Proporción de especies sobre el total, que estuvieron presentes en los distintos eventos de muestreo para las distintas topografías y distintos usos del suelo (L: loma, ML: media loma, Bajo; m: suelo de uso mixto; a: suelo de uso agrícola). La mayor proporción de especies estuvieron presentes en sólo un evento de muestreo.

A.8. Hábitos de vida

Si bien el muestreo se realizó en el sector de aguas libres de la clausura y las formas de vida dominantes fueron las no relacionadas a un sustrato ("Denominadas de vida libre"), también se encontraron formas perifíticas, bentónicas, de suelo y aquéllas características de aguas temporales.

Las formas de vida libre dominaron en todos los tratamientos, tanto en densidad (Fig. a.A-6) como en riqueza específica (Fig. a.A-7). La abundancia de las formas de vida bentónica o del suelo y las perifíticas fueron codominantes en distintos momentos. Las menos abundantes fueron las de aguas temporales.

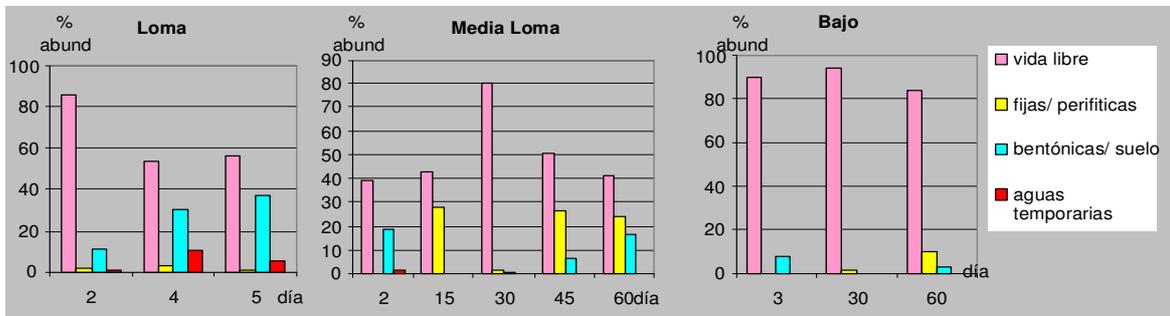


Figura a.A-11. Proporción de la abundancia según hábitos de vida en las tres topografías.

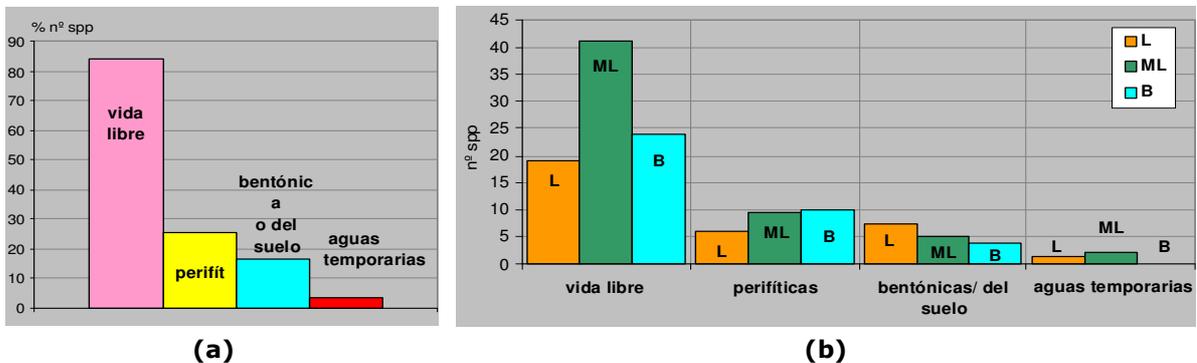


Figura a.A-12. Porcentaje del número de especies total para cada hábito de vida: (a) Promedio entre réplicas para L, ML y B, de las especies de cada hábito de vida (b).

En L, las formas codominantes fueron las bentónicas y del suelo; en ML, las formas codominantes fueron las perifíticas a partir de los 15 días y las bentónicas en las etapas inicial y final; en B las dominantes fueron las formas de vida libre, con formas bentónicas en la etapa inicial y perifíticas en la final (Fig. a.A-11, -13 y Tabla a.A-iii).

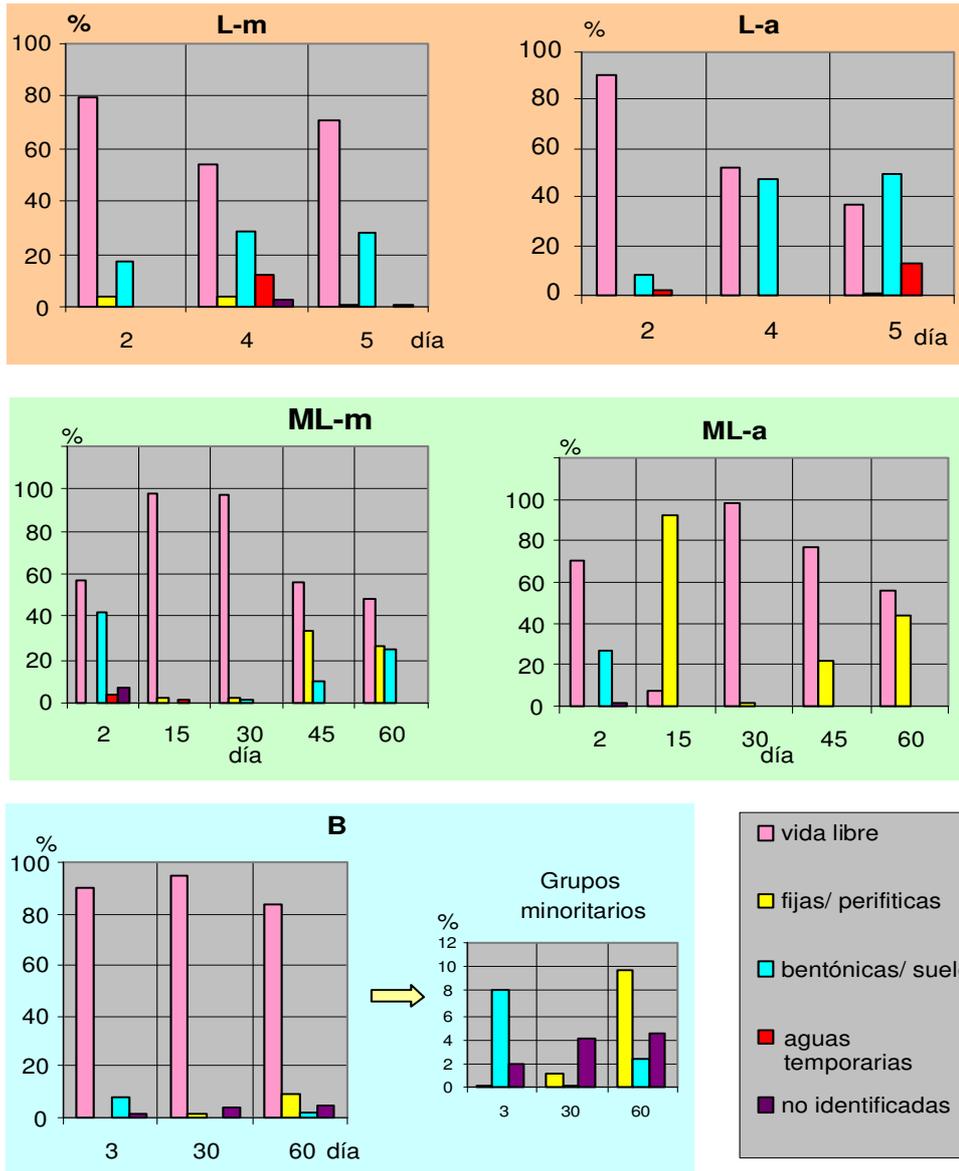


Figura a.A-13. Proporción de la abundancia de las formas de vida de las microalgas en el agua libre en los cinco tratamientos (L: loma; ML: media loma; B: bajo; m: uso mixto; a: uso agrícola).

A.9. Etapas de la sucesión

Las clorofitas dominaron también en abundancia durante todo el periodo de inundación y codominaron las cianofitas y diatomeas en distintos momentos, mientras que las euglenofitas y criptomonadales fueron raras y sólo estuvieron en determinadas etapas de la inundación. Con respecto a los grupos codominantes, las cianobacterias codominaron en etapas iniciales disminuyendo marcadamente hacia el final y las diatomeas codominaron en etapas finales aumentando desde las iniciales. Cabe destacar que, si bien ambos grupos mostraron fuerte variación de la densidad durante las

distintas etapas de la inundación, ambos estuvieron representados en todo el periodo (Fig. a.A-14).

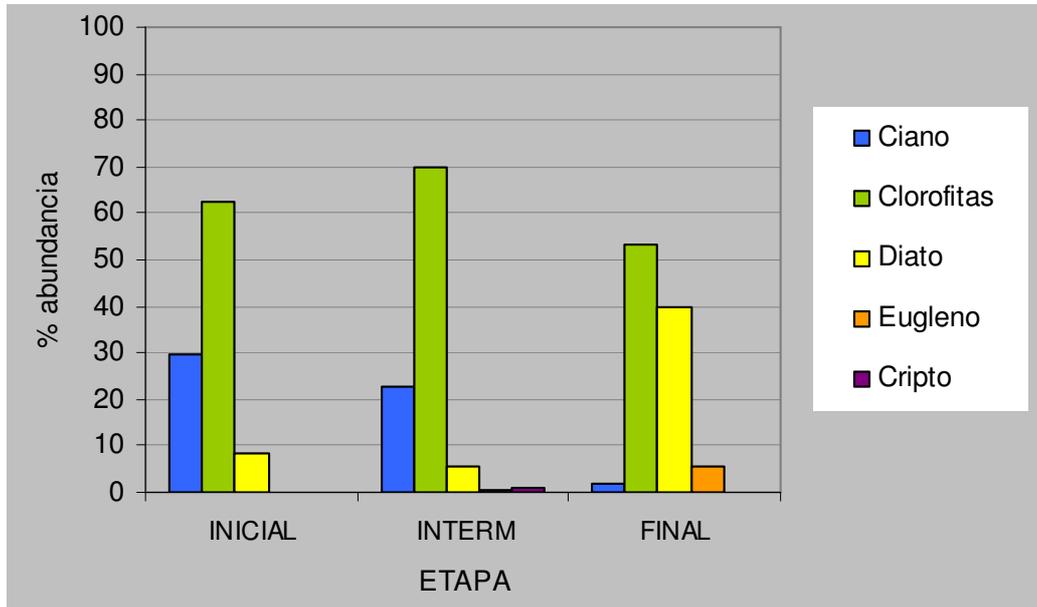


Figura a.A-14. Abundancia relativa (%) de grupos algales en las distintas etapas de la inundación

La abundancia relativa de las formas de vida libre disminuyó desde las etapas iniciales a las finales en las tres posiciones topográficas, mientras que las perifíticas, con una abundancia relativa marcadamente menor, mostraron un comportamiento opuesto (Fig. a.A-15). Las formas bentónicas, presentes en similares proporciones que las perifíticas, disminuyeron en etapas intermedias, mientras que las de aguas estancadas o temporales mostraron el comportamiento opuesto, registrándose las mayores abundancias en etapas intermedias.

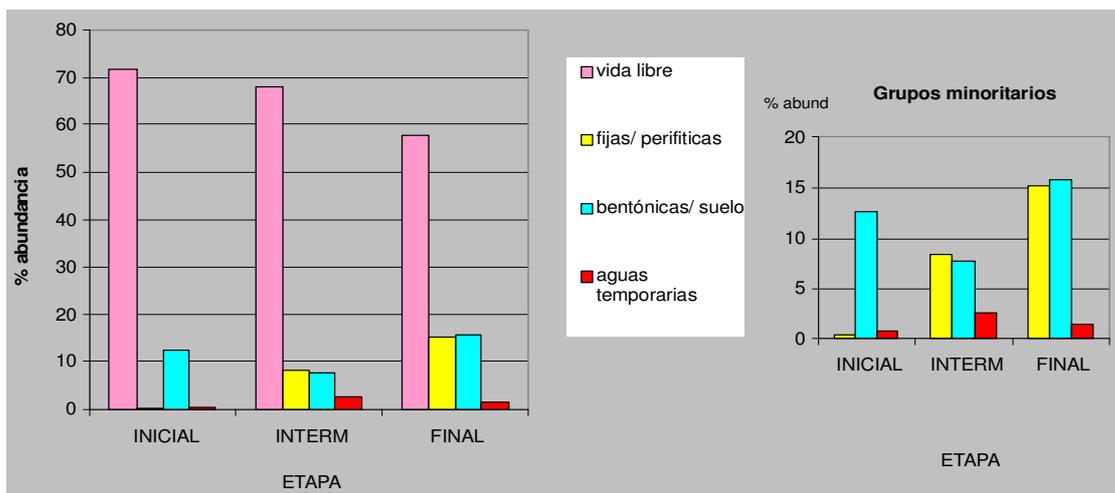


Figura a.A-15. Abundancia relativa (%) de formas de vida en las distintas etapas de la inundación (promedio entre loma, media loma y bajo)

El mayor nivel de complejidad en ML y B también quedó demostrado por la presencia de asociaciones como la de ciertas *ulotricales- diatomeas perifíticas* a los 45 días, así como otras *ulotricales- euglenofitas* a los 15-30 días. En B, la asociación dominante fue la de *ulotricales-Nitzschia palea*.

A.10. Clorofila 'a'

Al igual que ocurrió con la densidad algal, se registraron desvíos importantes en la concentración de clorofila 'a' entre réplicas en determinados eventos.

En **L** los valores de clorofila 'a' mostraron una tendencia en aumento hacia el final de la experiencia, sin embargo hubo marcadas diferencias entre los datos de los suelos con distinto uso (test de t $p < 0,05$ n: 15) (Fig. a.A-16). En L-m el rango de concentración de clorofila 'a' fue de 0 – 59 $\mu\text{g.l}^{-1}$ y su dinámica en el tiempo mostró una fuerte fluctuación durante la inundación. En L-a los valores de clorofila mostraron una clara tendencia en aumento hacia el quinto día con un valor máximo de 87 $\mu\text{g.l}^{-1}$ (Fig. a.A-16).

En **ML**, los valores de clorofila 'a' registraron un rango notablemente superior al de L, y con un claro aumento hasta el día 45, para luego disminuir marcadamente hacia el día 60 (ML-m: 340 $\mu\text{g.l}^{-1}$ y ML-a: 104 $\mu\text{g.l}^{-1}$). Si bien la dinámica en ML-a y ML-m fue similar (correlación $r = 0,93$ n: 15), los valores en *m* fueron significativamente superiores a los de *a* (test de t $p < 0,05$ n: 15) (Fig. a.A-16).

Las elevadas concentraciones de pigmento en ML están relacionadas con la densidad de las algas en el agua libre. Los máximos de clorofila en ML-a coincidieron con la máxima densidad de clorofitas filamentosas de mayores dimensiones (ulotricales) (Fig. a.A-16).

En **B** se observó un aumento de la clorofila 'a' hacia el final de la inundación coincidiendo con el aumento de la densidad algal, alcanzándose el máximo de clorofila con el máximo de densidad algal (día 60). La clorofila registrada al día 60 fue aportada principalmente por grandes diatomeas pennales (*Nitzschia* spp) (Fig. a.A-16).

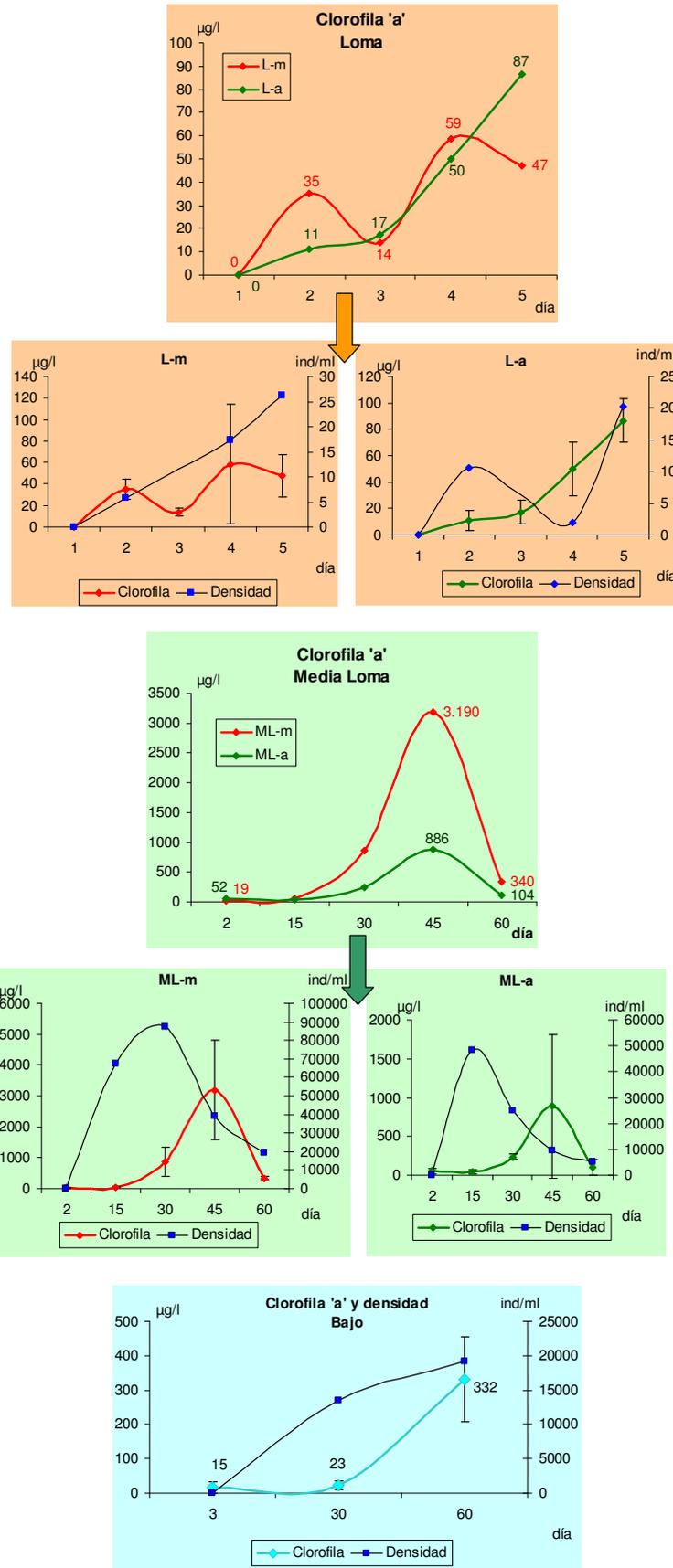


Figura a.A-16. Concentración de clorofila 'a' en los tratamientos. Los puntos azules corresponden a la densidad de algas total. (m: uso mixto, a: uso agrícola) (± 1 SD).

IV.1.3.a.B. Consumidores

B.1 Riqueza de especies y de grupos taxonómicos

Entre los organismos consumidores en el agua libre se registraron en total 47 especies distribuidas en 20 rotíferos, 19 ciliados, 5 amebas testáceas y 3 crustáceos (2 cladóceros y un copépodo). Asimismo se registraron ostrácodos, nematodos, ácaros, colémbolos y larvas de insectos de las familias Ephydriidae y Chironomidae (Tabla a.B-i).

PROTOZOA	
Ciliophora	
<i>Aspidisca sp</i>	<i>Keratella tropica</i> Apstein
<i>Didinium sp</i>	<i>Lecane bulla</i> Gosse, 1851
<i>Dileptus sp</i>	<i>Lecane hornemanni</i> Ehrb.
<i>Epistylis sp</i>	<i>Lecane pyriformis</i> Daday
<i>Euplotes sp</i>	<i>Lepadella ovalis</i> Muller
<i>Frontonia sp</i>	<i>Lophocharis salpina</i> Ehr.
<i>Halteria sp</i>	<i>Monomata sp</i>
<i>Lacrymaria sp</i>	<i>Notommata sp</i>
<i>Paramecium sp</i>	<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin
<i>Podophrya fixa</i> Mueller	<i>Proales sp</i>
<i>Prorodon sp</i>	<i>Ptygura sp</i>
<i>Trachelophyllum sp</i>	<i>Taphrocampa sp</i>
<i>Urocentrum turbo</i> Muller	rotífero indeterminado
<i>Vorticella sp 1</i>	NEMATODA
<i>Vorticella sp 2</i>	Nematode indeterminado
<i>Vorticella sp 3</i>	ANNELIDA
<i>Vorticella sp 4</i>	Oligochaeta
Hypotrichida indeterminado	Oligochaeta indeterminado
Gymnostomatida indeterminado	Arthropoda
Rhizopoda	Crustacea
<i>Arcella vulgaris</i> Ehr.	Cladocera
<i>Diffugia sp</i>	<i>Alona rectangula</i> Sars
<i>Euglypha sp</i>	<i>Chydorus sp</i>
<i>Cyclopyxis sp</i>	Copepoda
<i>Centropyxis sp</i>	<i>Boeckella bergi</i> Richard
Rotifera	Ostracoda
<i>Bdelloidea</i>	<i>Ostrácodo indeterminado</i>
<i>Brachionus caudatus</i> Barrois & Daday	Arachnidae
<i>Brachionus patulus</i> Muller	Acarina
<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann	Acaro indeterminado
<i>Cephalodella sp 1</i>	Hexápoda
<i>Cephalodella sp 2</i>	Diptera
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehr.	Ephydriidae
	Chironomidae

Tabla a.B-i. Lista de especies de microorganismos consumidores encontradas en el agua de inundación en los cinco tratamientos.

La *riqueza específica* total más alta se encontró en la Media Loma (ML) con 43 especies, la más baja en la Loma (L) con 9 y el Bajo (B) presentó 25 especies (Fig. a.B-1).

En cuanto a la composición específica en cada sitio, L-*m* y L-*a* compartieron solo 2 especies, lo que representó un 33% para L-*m* y un 40% para L-*a*. Por otro lado, un 33% de las especies encontradas en L también se registraron en ML, mientras que para ML las especies registradas en L representaron un 7%. Con respecto a ML, los suelos *m* y *a* compartieron un promedio de 59% de sus especies registradas durante todo el periodo de inundación (58% para ML-*m* y 60% para ML-*a*). Por otro lado, en ML un 49% de las especies también se registraron en B, y muy similar fue esta proporción teniendo en cuenta los mismos días de muestreo entre ambas topografías (día 2-3, día 30 y día 60); ML compartió un 48% de las 40 especies presentes durante los tres días de muestreo de B; mientras que dado que la riqueza en B fue menor, el porcentaje de especies compartidas con ML representó para B, el 84%.

En **L** debido al poco tiempo de colonización el número de especies fue muy bajo, incluso en L-*a* (suelo agrícola) en el último día no se registraron especies. Por el mismo motivo las diferencias entre L-*a* y L-*m* (suelo mixto) no fueron significativas, sobre todo porque en algunas réplicas no se registraron organismos (Fig. a.B-2.a, Tabla a.B-ii).

En **ML** fue donde mejor se representó la sucesión con una tendencia similar para ambos tipos de uso, con un claro aumento a medida que transcurría la experiencia. La riqueza de especies promedio fue significativamente mayor en ML-*m* (Fig. a.B-2b, Tabla B-ii).

En **B** hubo una tendencia a aumentar en los primeros 30 días y luego se estabilizó hasta los 60 días (Fig. a.B-2c, Tabla a.B-ii).

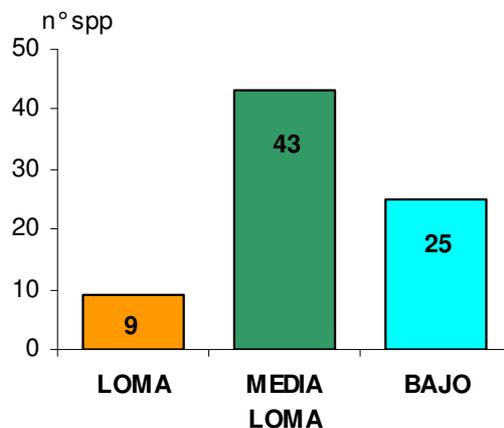


Figura a.B-1. Riqueza específica total de los microorganismos consumidores en las diferentes topografías.

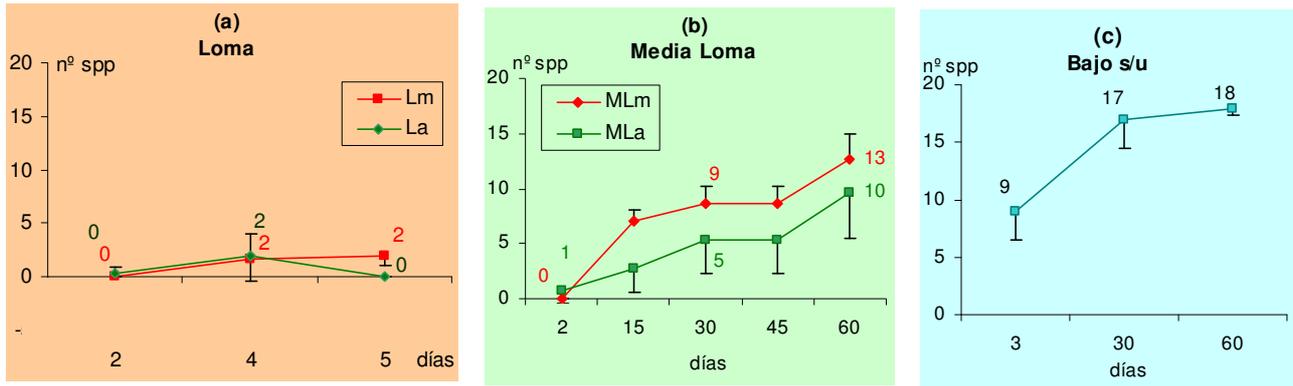


Figura a.B-2. Riqueza específica de los microorganismos consumidores durante la inundación en las diferentes topografías: (a) Loma, (b) Media Loma (m: mixto; a: agrícola) y (c) Bajo (1 DS).

B.2 Diversidad específica

La diversidad específica mostró similares tendencias que la riqueza específica con una mayor desviación estándar por el componente agregado de la abundancia de las especies. En **L** el máximo valor promedio de diversidad específica calculado para los 4 días se registró en L-a, con un valor de 0,67. En **ML** la tendencia fue a aumentar alcanzándose el máximo valor promedio en ML-m con un valor de 1,97. En general en ML-a los valores fueron menores aunque con importantes diferencias entre las réplicas (principalmente por el diferente número de especies) por lo cual las diferencias entre ambos usos no fueron significativas. En **B** la diversidad aumentó hasta los 30 días para luego estabilizarse hacia los 60 días. El valor máximo promedio en B fue de 1,91, similar al registrado en ML-m (Fig. a.B-3).

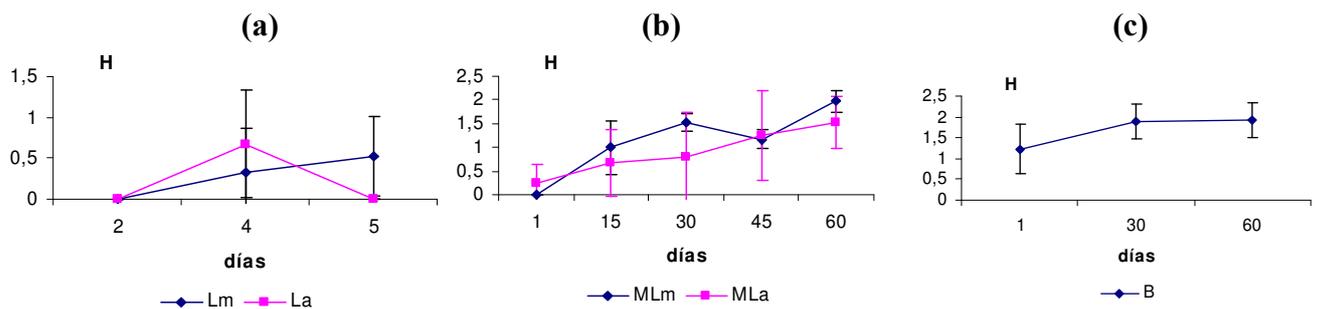


Figura a.B-3. Diversidad específica (H; bits.ind⁻¹) de los microorganismos consumidores a lo largo del experimento en las diferentes topografías (a) Loma (L); (b) Media Loma (ML) y (c) Bajo (B) (m: mixto; a: agrícola) (±1 DS).

B.3 Abundancia

Una de las principales características referidas a la abundancia de los organismos consumidores fue la gran desviación entre las réplicas, por lo que, aunque se pueden observar algunas tendencias, éstas no resultaron significativas ante los análisis

estadísticos. La mayor densidad promedio de microorganismos consumidores se registró en B con 17.040 ind.l⁻¹ a los 60 días. En ML la abundancia máxima se halló a los 30 días con 6.770 ind.l⁻¹ y en L durante el cuarto día (114 ind.l⁻¹). Las menores abundancias se registraron siempre al inicio de la experiencia en L, ML y B (5, 11 y 229 ind.l⁻¹, respectivamente) (Fig. a.B-4, Tabla a.B-ii).

En L, los valores máximos promedio se registraron al quinto día en L-*m* (86 ind.l⁻¹) y al cuarto día en L-*a* (114 ind.l⁻¹); en ML-*m* a los 60 días (9.764 ind.l⁻¹) y en ML-*a* a los 45 días (5.511 ind.l⁻¹) (Fig. a.B-4, Tabla a.B-2).

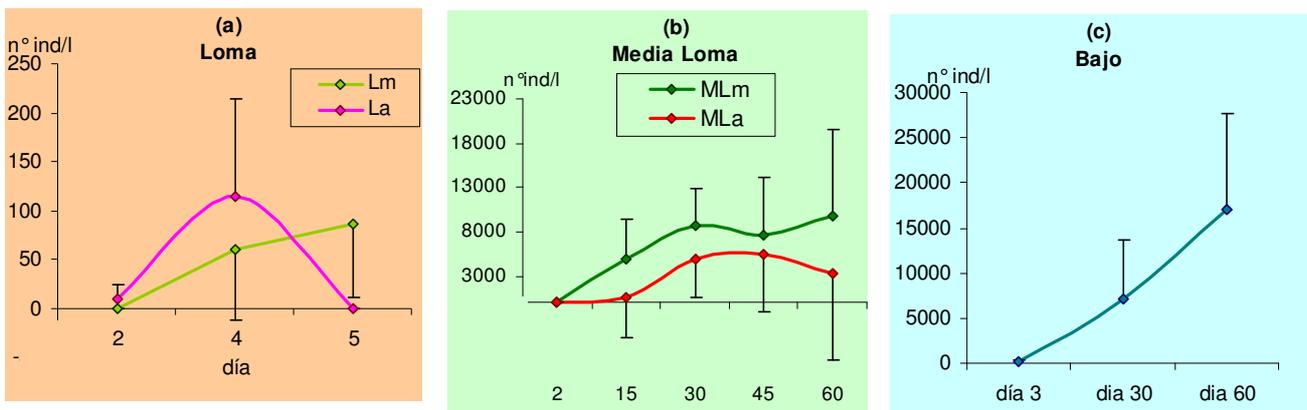


Figura a.B-4. Densidad promedio de los microorganismos consumidores en las diferentes posiciones topográficas (+/- 1 DS). (a) Loma; (b) Media Loma; (c) Bajo (m: uso mixto; a: uso agrícola) (1 DS).

Máximos de grupos

Los **rotíferos** alcanzaron sus picos máximos en B a los 60 días (12.423 ind.l⁻¹) (Fig. a.B- a.B-8) y en ML-*m* a los 60 días (6.312 ind.l⁻¹) (Fig. a.B-7). Los **ciliados** tuvieron las mayores abundancias en ML-*m* a los 15 días y en B a los 30 días (5.707 y 4.964 ind.l⁻¹, respectivamente). Los picos máximos de las **amebas testáceas** ocurrieron a los 60 días en ML-*a* y en B (1.024 y 321 ind.l⁻¹, respectivamente).

En B en algunas clausuras individuales se alcanzaron máximos de **rotíferos** de 21.411 ind.l⁻¹ debido al pico de *Lepadella ovalis* (17.387 ind.l⁻¹) a los 60 días (Fig. a.B- 8 y -5). En ML-*m* el máximo de rotíferos fue de 13.908 ind.l⁻¹ por el máximo de *Brachionus quadridentatus* (9.576 ind.l⁻¹), en ML-*a* fue de 10.394 ind.l⁻¹ que en su mayoría correspondieron a *Proales* sp (9.812 ind.l⁻¹) (Fig. a.B-5 y -7).

Los **ciliados** tuvieron su máxima densidad en ML-*m* a los 15 días (10.174 ind.l⁻¹) principalmente por la especie *Urocentrum turbo* (9.987 ind.l⁻¹) (Fig. a.B-7). En B el máximo se observó a los 30 días (10.634 ind.l⁻¹) debido a los picos de *Euplotes* sp (4.767 ind.l⁻¹), *Vorticella* spp (3.767 ind.l⁻¹) y *U. turbo* (1.833 ind.l⁻¹) (Fig. a.B- 8). En L-*a* se destacaron los ciliados hipotricos y gimnostomátidos, al cuarto día (180 ind.l⁻¹) (Fig. a.B-6). Los ciliados en ML fueron más abundantes en el suelo *m* que en el *a*,

disminuyendo hacia los 60 días (Fig. a.B- 7). Los primeros que aparecieron fueron ciliados de vida libre como *Urocentrum turbo*, *Halteria* sp y reptadores (*Euplotes* sp) así como los fijos a un sustrato (*Vorticella* sp) (Fig. a.B-5). Luego se registró *Didinium* sp, que es depredador de otros protistas. Los rotíferos también tuvieron mayor abundancia en ML-*m* que en ML-*a*, aumentando hacia los 60 días en *m* mientras que disminuyeron en *a* (Fig. a.B-7).

Se destacó a los 60 días la presencia de **crustáceos**, sólo en ML-*a*, con larvas nauplii, un adulto de *Boeckella bergi* y un cladócero quidórido, *Alona rectangulara* (Fig. a.B-5).

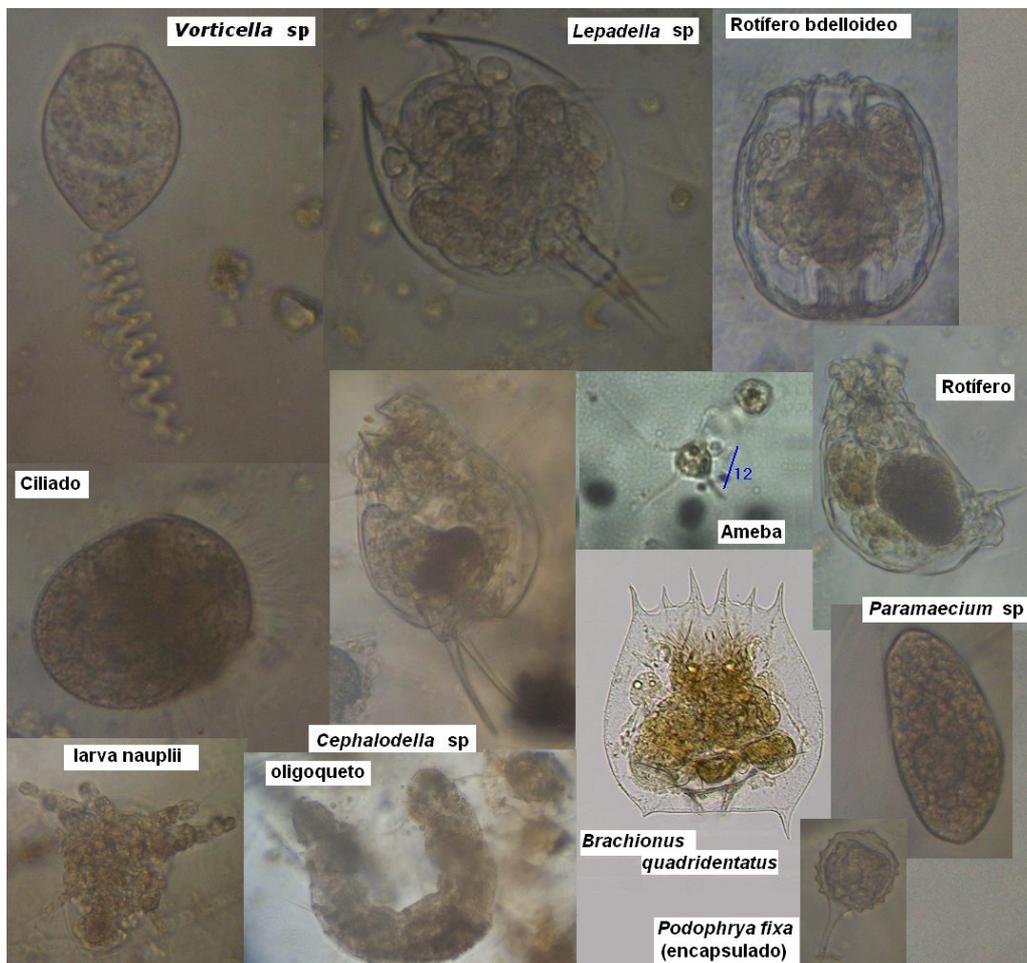


Figura a.B-5. Fotos de algunas especies de consumidores encontradas en el agua de inundación sobre el suelo en los cinco tratamientos (las fotos están a distintas escalas).

Densidad de grupos en cada tratamiento

En **L** los ciliados fueron abundantes en el suelo agrícola al segundo día, siendo importante un himenostomatido, y en el suelo mixto recién al quinto día por la presencia de un hipotrico. Los rotíferos estuvieron presentes con baja densidad en

ambos tipos de suelo con organismos que se desplazan sobre un sustrato. Los nematodos se registraron al cuarto día (Fig. a.B-6).

En **L** los microorganismos consumidores más abundantes fueron los ciliados y le siguieron en importancia los rotíferos, los nematodos (presentes solo el día 4 en L-m), ácaros (presentes solo el día 5 en L-m) y las amebas testáceas (Fig. a.B-6 y Tabla a.B-iii).

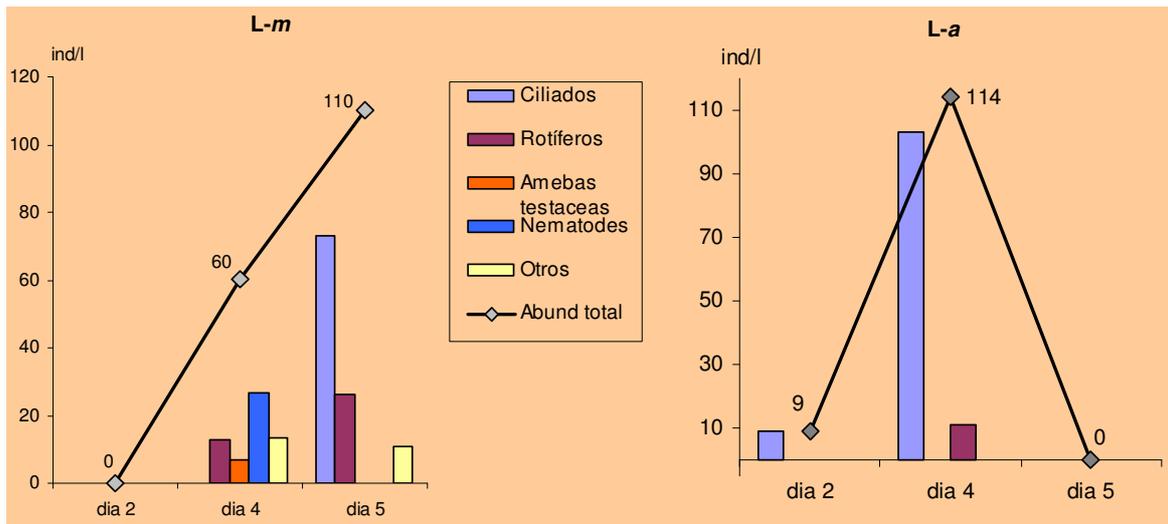


Figura a.B-6. Densidad de los microorganismos consumidores en la loma en ambos tipo de uso en el tiempo. El número corresponde a la densidad total.

En **ML** los rotíferos fueron los organismos más abundantes, le siguieron en importancia los ciliados y las amebas testáceas, también estuvieron presentes otros grupos pero con densidades muy bajas y sólo en algún evento (nematodos, ácaros, ostrácodos, crustáceos e insectos). A los 15 días en ML-m se registró un aumento exponencial de los organismos consumidores principalmente ciliados el resto del tiempo dominaron los rotíferos con importantes diferencias entre las réplicas. En ML-a el crecimiento demoró hasta los 30 días y estuvo representado por los rotíferos, otra diferencia con ML-m fue la mayor densidad de las amebas testáceas y un leve descenso de la abundancia total hacia el final del experimento(Fig. a.B-7 y Tabla B-iii).

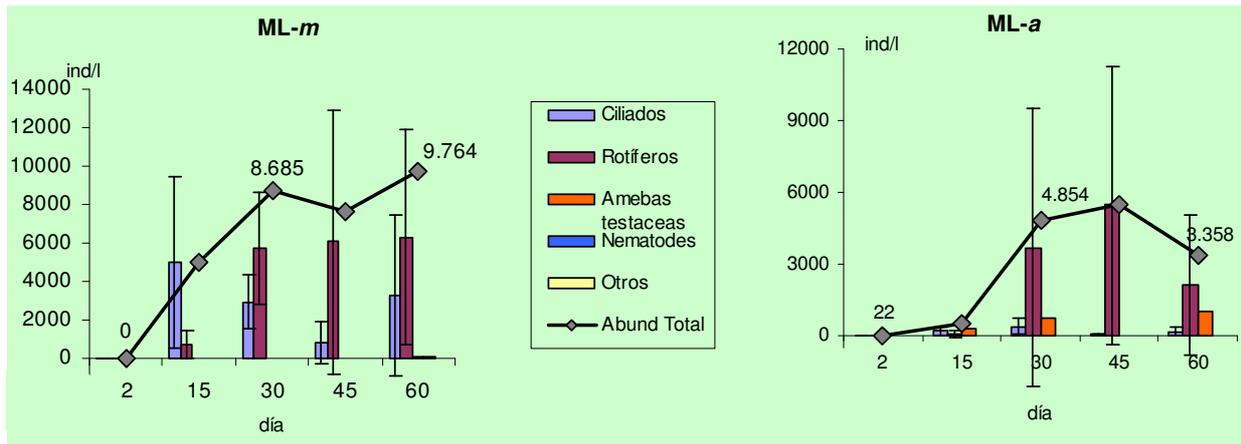


Figura a.B-7. Densidad de microorganismos consumidores en la media loma (ML) durante la inundación (la densidad de 'crustáceos' y 'otros' corresponden al segundo eje de ordenadas) (± 1 DS). El número corresponde a la densidad total.

En **B** los organismos consumidores de mayor densidad fueron los rotíferos, le siguieron los ciliados, los nematodos y las amebas testáceas (Fig. a.B-8 y Tabla B-iii).

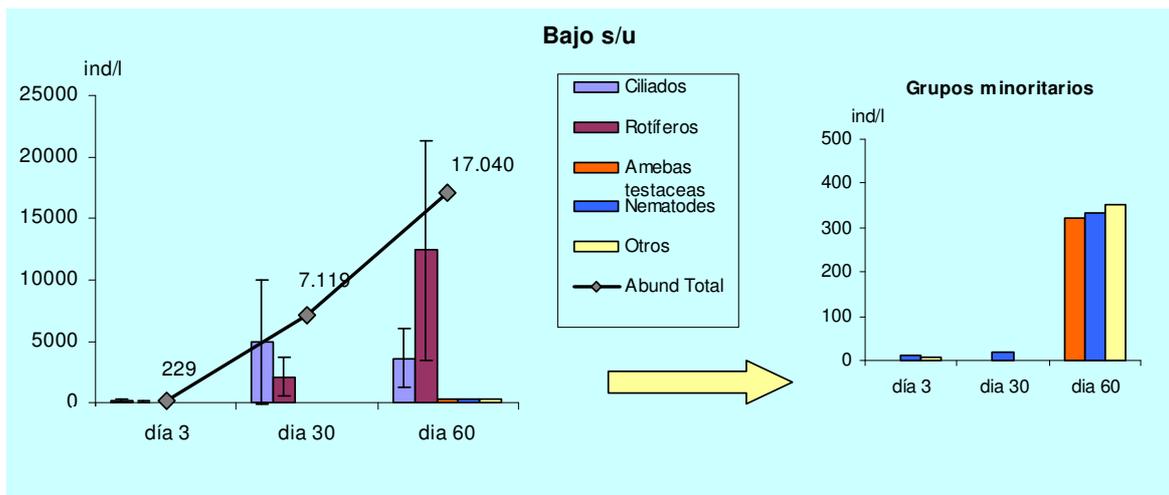


Figura a.B-8. Densidad de microorganismos consumidores en el bajo durante la inundación (± 1 DS). Gráfico izquierda: todos los grupos; gráfico derecha: grupos minoritarios. El número corresponde a la densidad total (s/u: suelo sin uso).

Tabla a.B-ii. Características principales de las distintas topografías y usos en referencia a la comunidad de microorganismos consumidores.

TOPOGRAFÍA	LOMA		MEDIA LOMA		BAJO
USO DEL SUELO	mixto	agrícola	mixto	agrícola	sin uso
Densidad Total Promedio (ind. ml ⁻¹)	- Mín: 0 (día 1) - Máx: 86 (día 4)	- Mín: 9 (d 2) - Máx: 114 (d 5)	-Mín: 0 (d 1) -Máx: 9.764 (d 60)	- Mín: 22 (d 1) - Máx: 5.511 (d 45)	- Mín: 229 (d 1) - Máx: 17.040 (d 60)
Riqueza específica	6 especies -33% ciliados -17% amebas testáceas -17% rotíferos - 33 % otros	5 especies -80% ciliados -20% rotíferos	31 especies -42% ciliados -3% amebas testáceas -48% rotíferos -6% otros	30 especies -25% ciliados -14% amebas testáceas -46 % rotíferos -4% crustáceos -11% otros	25 especies -40% ciliados -4% amebas testáceas -40% rotíferos -16% otros
Grupos de la sucesión	Los ciliados y los rotíferos dominaron en ambos tipos de suelo durante la sucesión, destacándose también las amebas testáceas.			Los ciliados y los rotíferos fueron los grupos dominantes durante la sucesión.	

B.4 Descripción por sitio

Tabla a.B-iii. Etapas de la sucesión de los microorganismos consumidores en las distintas topografías y usos del suelo (h*: altura de la columna de agua).

TOPOGRAFÍA	LOMA		MEDIA LOMA		BAJO
USO DEL SUELO	Uso Mixto	Uso Agrícola	Uso Mixto	Uso Agrícola	Sin uso
ETAPA INICIAL	- Día 2: (h*: 74cm) No se registraron organismos (Fig. a.B-6).	- Día 2: (h: 76cm) Se registró sólo un ciliado himenostomátido, <i>Urocentrum turbo</i> (Fig. a.B-6).	- Día 2: (h: 78cm) No se registraron organismos. Además se encontraron unas pocas estructuras de resistencia de especies indeterminadas (Fig. a.B-7).	- Día 2: (h: 78cm) Se registró un ciliado, <i>Urocentrum turbo</i> y rotíferos bdelloideos, ambos con igual densidad y muy baja. Además se encontraron unas pocas estructuras de resistencia de especies indeterminadas (Fig. a.B-7).	Día 3: (h: 73cm) Se registraron 9 especies destacándose los ciliados por su mayor abundancia y riqueza específica con <i>Aspidisca</i> sp, <i>Urocentrum turbo</i> y <i>Vorticella</i> sp. Asimismo se encontraron rotíferos bdelloideos y una especie de <i>Proales</i> . También ostrácodos y nematodos (Fig. a.B-8).

<p>ETAPA INTERMEDIA</p>	<p>- 4 días: (h: 33cm) Se registró la mayor riqueza específica. Los nematodos estuvieron presentes sólo en esta etapa de la sucesión pero con una alta densidad. Se registraron rotíferos bdelloideos y una ameba testácea del género <i>Cyclopyxis</i>, ambos con baja densidad (Fig. a.B-6).</p>	<p>- 4 días: (h: 50cm) En esta etapa de la sucesión se registró la mayor riqueza específica. Los ciliados alcanzaron su máxima densidad en esta etapa con especies del género <i>Vorticella</i>, un hipotrico y un gimnostomátido. Asimismo se registró por única vez el rotífero <i>Lecane pyriformis</i> con muy baja densidad (Fig. a.B-6).</p>	<p>- 15 días: (h: 71cm) Se destacaron los ciliados (<i>Urocentrum turbo</i>, <i>Didinium</i> sp, <i>Euplotes</i> sp, <i>Halteria</i> sp, <i>Trachelophyllum</i> sp, <i>Vorticella</i> spp) que alcanzaron en esta etapa la máxima densidad durante la sucesión. <i>Lacrymaria</i> sp se registró por única vez. Aparecieron los rotíferos siendo el más abundante <i>Proales</i> sp. Asimismo se registraron bdelloideos, <i>B. quadridentatus</i>, y una especie de <i>Cephalodella</i> (Fig. a.B-7).</p>	<p>-15 días: (h: 71cm) Las densidades fueron muy bajas. El representante más importante fue la ameba <i>Centropyxis</i> sp. Entre los ciliados se mantuvo <i>U. turbo</i>, y aparecieron otros ciliados como <i>Euplotes</i> sp, <i>Didinium</i> sp y <i>Halteria</i> sp. Entre los rotíferos se destacó <i>Notommata</i> sp (Fig. a.B-7).</p>	<p>30 días: (h: 60cm) Aumentó el número de especies. Los ciliados alcanzaron en esta etapa la máxima densidad en el proceso de sucesión, con un representante muy dominante, <i>Euplotes</i> sp, también se registró <i>Vorticella</i> sp entre otros. Los dos rotíferos presentes en el evento anterior aumentaron su densidad, y por su densidad fue importante <i>Cephalodella</i> sp. parecieron otros rotíferos como <i>Brachionus quadridentatus</i>, <i>Lophocharis salpina</i>, <i>Lepadella ovalis</i> y <i>Keratella tropica</i> (Fig. a.B-8).</p>
--------------------------------	---	---	---	---	---

			<p>-30 días: (h: 43cm) Los ciliados disminuyeron su densidad aunque siguieron siendo importantes con <i>Vorticella</i> spp. Los rotíferos aumentaron su abundancia un orden de magnitud debido al máximo desarrollo de <i>Cephalodella</i> sp y <i>Proales</i> sp (Fig. a.B-7).</p>	<p>- 30 días: (h: 43cm) Los rotíferos aumentaron su abundancia marcadamente con una muy alta densidad de <i>Proales</i> sp. La ameba testácea <i>Centropyxis</i> sp fue reemplazada por una especie del género <i>Euglypha</i> sp. Los ciliados alcanzaron su mayor abundancia (aunque aún inferior a la mínima registrada en el suelo mixto) por la presencia de una especie de vida libre, <i>Frontonia</i> sp que apareció sólo en esta etapa de la sucesión al igual que <i>Podophrya fixa</i> (Fig. a.B-7).</p>	
--	--	--	---	--	--

<p>ETAPA FINAL</p>	<p>- Día 5: (h: 20cm) Se desarrollaron los ciliados con un hipotrico y un gimnostomatido. Entre los rotíferos se mantuvieron los bdelloideos que disminuyeron levemente su densidad y siguieron presentes los ácaros (Fig. a.B-6).</p>	<p>- Día 5: (h: 29cm) No se registraron organismos (Fig. a.B-6).</p>	<p>-45 días: (h: 36cm) Los ciliados disminuyeron su densidad. Los rotíferos aumentaron su densidad al doble debido al desarrollo explosivo de <i>B. quadridentatus</i>. Apareció en esta etapa <i>Lophocharis salpina</i> (Fig. a.B-7).</p>	<p>- 45 días: (h: 37cm) Los rotíferos registran la máxima abundancia con <i>Proales</i> sp como principal representante, además aumentaron la riqueza específica (<i>Cephalodella</i>, <i>Keratella tropica</i> y <i>L. salpina</i>, entre otras). Aparecieron por única vez los nematodos con una densidad muy baja. Los ciliados estuvieron muy pobremente representados. Aparecieron los nematodos (Fig. a.B-7).</p>	<p>60 días: (h: 7cm) Los rotíferos aumentaron un orden de magnitud su abundancia debido al máximo desarrollo de <i>L. ovalis</i> que dominó ampliamente por sobre el resto de las especies de rotíferos y del resto de los grupos presentes. También fueron importantes otros rotíferos como <i>Cephalodella</i> sp, el rotífero bdelloideo que se mantuvo desde el inicio de la inundación y <i>B. quadridentatus</i>.</p>
---------------------------	---	---	--	--	--

			<p>-60 días: (h: 8cm) Los rotíferos presentaron una alta densidad y la mayor riqueza específica, con 13 especies, siendo las más abundantes <i>Brachionus quadridentatus</i> y <i>Cephalodella</i> sp, pero también estuvieron bien representadas <i>Proales</i> sp, <i>Lophocaris salpina</i>, <i>Lepadella ovalis</i>. Entre las amebas testáceas se registró con baja densidad <i>Euglypha</i> sp. Se hallaron ostrácodos pero con una densidad muy baja (Fig. a.B-7).</p>	<p>- 60 días: (h: 8cm) La riqueza de grupos y especies aumentó notablemente pero disminuyeron las densidades. Los rotíferos mantuvieron una alta riqueza específica (aparecieron <i>Lecane bulla</i>, <i>L. hornemanni</i>, <i>Lepadella ovalis</i>, entre otras), y aumentaron su densidad (<i>Polyarthra vulgaris</i> fue la de mayor abundancia y <i>B. quadridentatus</i> que disminuyó con respecto al evento anterior). Las amebas testáceas alcanzaron su pico máximo de densidad (con <i>Centropyxys</i> sp) y riqueza (<i>Arcella vulgaris</i>; <i>Diffugia</i> sp y <i>Euglypha</i> sp). Ciliados: muy pobremente representados, pero aumentaron la densidad levemente con respecto a los 45 días. Aparecieron larvas nauplii, un ostrácodo y muy bajas densidad de un</p>	<p>Los ciliados disminuyeron su densidad levemente aunque su importancia relativa disminuyó con respecto a los rotíferos. Se destacó la presencia de una ameba testácea del género <i>Euglypha</i>. Los nematodos presentaron la máxima densidad y se registraron oligoquetos (Fig. a.B-8).</p>
--	--	--	---	--	---

				copépodo (adulto), un cladóceros, larvas de quironómidos y un nematode (Fig. a.B-7).	
HÁBITAT DE LAS ESPECIES	Dominaron las especies que viven asociadas a un sustrato en un 83%, con ciliados hipotricos, amebas testáceas del género <i>Cyclopyxis</i> , rotíferos bdelloideos y nematodos.	Fueron importantes en un 80% los organismos asociados a un sustrato como ciliados peritricos (<i>Vorticella</i> spp) y rotíferos del género <i>Lecane</i> .	De las especies registradas durante toda la experiencia, un 53% fueron de vida libre (<i>U. turbo</i> , <i>Halteria</i> , <i>Lacrymaria</i> , <i>Paramecium</i> , <i>Prorodon</i> , <i>Trachelophyllum</i> , <i>Brachionus</i> spp, <i>L. salpina</i> , <i>K. tropica</i> , <i>P. vulgaris</i>). El resto correspondieron a formas perifíticas (<i>Aspidisca</i> , <i>Epistylis</i> , <i>Euplotes</i> , <i>Vorticella</i> , amebas testáceas, <i>Cephalodella</i> , <i>E. dilatata</i> , etc.). <i>Lacrymaria</i> sp y <i>Tracheophyllum</i> sp son ciliados nadadores depredadores y se los encuentra asociados a sustrato.	De las especies registradas durante toda la experiencia, un 57% correspondieron a formas perifíticas entre las que se destacaron varias especies de amebas testáceas y entre los rotíferos, especies de <i>Cephalodella</i> y de <i>Lecane</i> .	De las especies registradas durante toda la experiencia, un 54% correspondió a organismos que viven asociados a sustratos como <i>Aspidisca</i> sp, <i>Euplotes</i> sp, <i>P. fixa</i> y <i>Vorticella</i> entre los ciliados y <i>Cephalodella</i> spp, <i>E. dilatata</i> y <i>L. ovalis</i> entre los rotíferos. El 46% restante correspondió a organismos de vida libre como <i>Didinium</i> sp, <i>Halteria</i> sp, <i>Brachionus</i> spp, <i>L. salpina</i> , <i>K. tropica</i> y <i>Proales</i> sp. <i>Dileptus</i> sp es un ciliado nadador depredador y por su hábito alimentario se lo encuentra asociado a sustratos.

B.5 Hábitos alimenticios

LOMA (L)

En las clausuras de **L** se registraron muy pocas especies, principalmente organismos bacterívoros y filtradores de partículas orgánicas, detritos y de protozoos. Nematodos y ácaros fueron registrados esporádicamente. La mayoría de los organismos identificados no tuvieron continuidad en el tiempo (Tabla a.B-iii).

MEDIA LOMA (ML)

En las clausuras de **ML-m**, se encontraron el primer día de la inundación algunas estructuras de resistencia de especies indeterminadas; a los 15 días se desarrollaron ciliados bacterívoros, de vida libre (*Urocentrum turbo*, *Halteria* sp, *Paramecium* sp), reptadores (*Euplotes* sp) y otros fijos (*Vorticella* spp) (Fig. a.B-5). Sólo en esta posición topográfica se encontraron dos gimnostomátidos que se alimentan de ciliados (*Lacrymaria* sp y *Trachelophyllum* sp). Asimismo se registraron unos pocos rotíferos filtradores (bdelloideos y *Brachionus quadridentatus*) y uno depredador (*Cephalodella* sp). A los 30 días los ciliados bacterívoros de vida libre disminuyeron y aumentaron los fijos (*Vorticella* spp); también aumentaron su densidad rotíferos fijos que se alimentan de algas (*Proales* sp) y fueron importantes las formas depredadoras como el rotífero *Cephalodella* sp y el ciliado *Didinium* sp. A los 45 días dominaron los rotíferos filtradores (*Brachionus quadridentatus*, *B. patulus* y *B. caudatus* y *Lophocaris salpina*). A los 60 días siguieron dominando los rotíferos filtradores pero también fue importante la especie depredadora presente a los 15 y 30 días. Fue muy abundante *Euplotes* sp que es bacterívora y también se alimenta de ciliados y flagelados. Se destacaron los nematodos (Tabla a.B-iii).

Sucesión de hábitos alimenticios en ML-m: sin organismos (etapa inicial) - bacterívoros/depredadores/pastoreadores (etapa intermedia) - filtradores/pastoreadores/depredadores (etapa final).

En las clausuras de **ML-a**, durante el primer día de la inundación se desarrolló un ciliado bacterívoro de vida libre (*Urocentrum turbo*), formas filtradoras de partículas orgánicas en suspensión (rotíferos bdelloideos) y se encontraron estructuras de resistencia de especies indeterminadas. A los 15

días, la densidad de consumidores fue muy baja, y se encontraron formas herbívoras (*Centropyxis* sp), bacterívoras (el mismo ciliado encontrado antes) y un rotífero depredador, *Notommata* sp. A los 30 días las especies más abundantes fueron herbívoras (*Proales* sp y *Centropyxis* sp). También aparecen especies con muy baja densidad como *Frontonia* sp, de vida libre que se alimenta de hongos, algas y ciliados, y un suctorio, *Podophrya fixa* (Fig. a.B- 5) que es netamente depredador sobre ciliados. A los 45 días dominó con gran diferencia, el rotífero herbívoro *Proales* sp. Aparecieron otros rotíferos, de hábitos depredadores como *Cephalodella* sp, y filtradores como *Keratella tropica* y *Lophocaris salpina* y unos pocos nematodos (Fig. a.B-5). A los 60 días las formas dominantes son los rotíferos filtradores y las amebas testáceas con hábitos herbívoros. Hay una gran diversidad de especies de varios grupos pero con muy bajas densidades, aparecen los crustáceos cuyo régimen de alimentación es filtrador y se registran larvas de quironómidos en general de hábito pastoreador y/o depredador (Tabla a.B-iii).

Sucesión de hábitos alimenticios en ML-a: bacterívoros/filtradores (etapa inicial) – pastoreadores/depredadores (etapa intermedia) – pastoreadores/filtradores/depredadores (etapa final).

BAJO

En **B suelo sin uso**, en la etapa inicial, se registraron organismos bacterívoros de vida libre (*Aspidisca* sp y *U.turbo*) y de hábitos fijos (*Vorticella* sp), un ciliado depredador (*Dileptus* sp), rotíferos filtradores (bdelloideos, *Proales* sp), ostrácodos que son principalmente herbívoros o detritívoros y nematodos. A los 30 días dominó ampliamente una especie bacterívora, que también se alimenta de pequeños protozoos (*Euplotes* sp), aparecen otros filtradores (*B. quadridentatus*, *K. tropica*, *L. salpina*) y algunas especies depredadoras (*Cephalodella* sp). A los 60 días son dominantes formas filtradoras (*L. ovalis*) y depredadoras (*Cephalodella* sp) así como también fueron muy importantes los nematodos, que con escasa abundancia relativa poseen un gran tamaño y también oligoquetos detritívoros (Tabla a.B-iii).

Sucesión de hábitos alimenticios en B:

bacterívoros/filtradores/depredadores (etapa inicial e intermedia) –
filtradores/depredadores/detrítvoros (etapa final).

IV.1.3.b Microorganismos asociados a un sustrato (Perifiton)

b.1 Perifiton: fito-epifiton y zoo-epifiton

En el *perifiton* (comunidad de microorganismos fijos o asociados a un sustrato en ambientes sumergidos) se registraron, en las clausuras, 90 especies que incluyen 64 (71%) algas y 26 (29%) organismos animales (Tabla b-i). En la Fig. b-1 se observa la participación específica de cada uno de los grupos presentes en el perifiton a la riqueza específica total de la comunidad.

MONERA	
<u>Cyanobacteria</u>	
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> W. West & G.S. West	<i>Nitzschia parvula</i> W. Smith
<i>Chroococcus dispersus</i> (Keissler) Lemmermann	<i>Nitzschia sigma</i> (Kützing) W. Smith
<i>Chroococcus turgidus</i> (Kützing) Nägeli	<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch) W. Smith
<i>Anabaena</i> sp 1	<i>Pinnularia</i> sp1
<i>Anabaena</i> sp 2	<i>Pinnularia</i> sp 2
<i>Lyngbya</i> sp 1	<i>Pinnularia gibba</i> Ehrenberg
<i>Lyngbya</i> sp 2	<i>Pinnularia rupestris</i> Hantz
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kütz.) Kütz.	<i>Stauroneis phoenicentron</i> (Ehr.) Hust.
<i>Microcystis pulvereae</i> (wood) Forti	<i>Surirella striatula</i> Turpin
<i>Nodularia spumigena</i> Mert.	<i>Synedra</i> sp
<i>Nostoc</i> sp	diatomea indeterminada
<i>Oscillatoria tenuis</i> Agardh	<u>Rodophyta</u>
<i>Pseudanabaena</i> sp	<i>Tuomeya</i> sp
PLANTAE	<u>Euglenophyta</u>
<u>Chlorophyta</u>	<i>Euglena deses</i> Ehrenberg
<i>Actinastrum</i> sp	<i>Euglena</i> sp
<i>Botryococcus braunii</i> Kützing	PROTOZOA
<i>Bulbochaete</i> sp	<u>Ciliophora</u>
<i>Cosmarium</i> sp	<i>Epistylis</i> sp
<i>Gonium</i> sp 1	<i>Euplotes</i> sp
<i>Gonium</i> sp 2	<i>Paramecium</i> sp
<i>Mougeotia</i> sp	<i>Podophrya</i> sp
<i>Oedogonium</i> sp	<i>Pyxicola</i> sp
<i>Pandorina</i> sp	<i>Vorticella</i> sp
<i>Penium</i> sp	Holothricha indeterminado
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat	Peritricha no identificado
<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ralfs) Chodat	<u>Rhizopoda</u>
<i>Scenedesmus obliquus</i> (T.) Kütz	<i>Arcella vulgaris</i> Ehr.
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson sensu Chodat	<i>Diffflugia</i> sp
<i>Sphaerocystis</i> sp	<i>Euglypha</i> sp
<i>Spirogyra</i> sp	<i>Plagiopyxis</i> sp
Ulothric 1	METAZOA
Ulothric 2	<u>Rotifera</u>
Chaetophoral 1	<i>Bdelloidea</i> sp
Chaetophoral 2	<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann
Chaetophoral 3	<i>Cephalodella</i> sp 1
<u>Heterokontophyta</u>	<i>Cephalodella</i> sp 2
<u>Bacillariophyceae (Diatomeas)</u>	<i>Cephalodella</i> sp 3
<i>Amphora ovalis</i> Kützing	<i>Lepadella ovalis</i> Muller
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	<i>Paradicranophorus</i> sp
<i>Cymbella</i> sp	<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin
<i>Eunotia</i> sp	<i>Proales</i> sp
<i>Fragilaria construens</i> (Ehrenberg) Grunow	rotífero indeterminado
<i>Gomphonema angustatum</i> (Kützing) Rabenhorst	<u>Nematoda</u>
<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann) Brébisson	especie indeterminada
<i>Gomphonema parvulum</i> Kützing	<u>Annelida</u>
<i>Hantzchia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow	<u>Oligochaeta</u>
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W. M. Smith	especie indeterminada
<i>Nitzschia fruticosa</i> Hust.	<u>Arthropoda</u>
<i>Nitzschia hungarica</i> Grunow	Acari
<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. Smith	especie indeterminada
<i>Nitzschia minutula</i> Grunow	Insecta (Hexapoda)
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	Diptera
	Chironomideae

Tabla b.i. Lista de especies de organismos del perifiton encontradas en los cinco tratamientos.

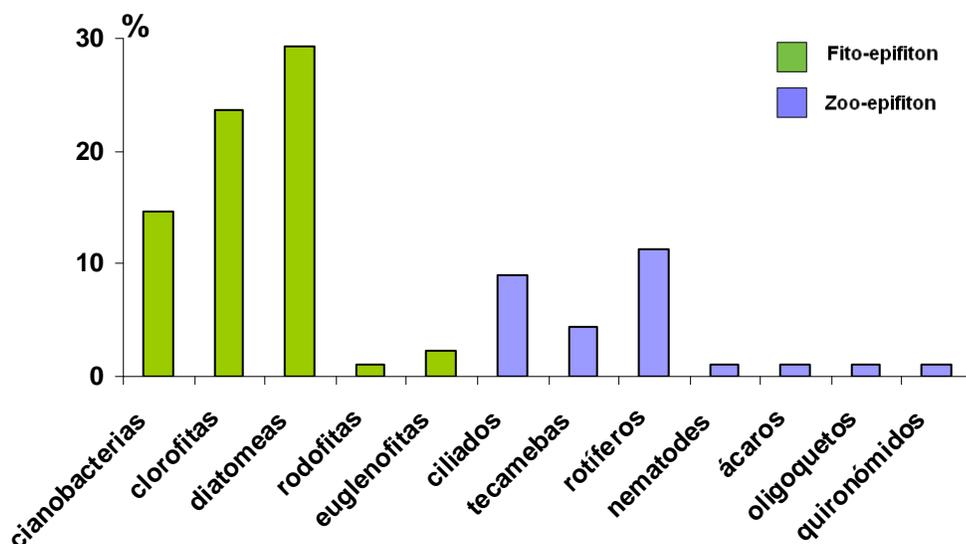


Figura b-1. Riqueza específica total de los diferentes grupos algales (fito-epifiton) y organismos animales (zoo-epifiton) en el perifiton.

En el **fito-epifiton** (flora del perifiton) las especies de diatomeas fueron las más abundantes con un 41%, le siguieron las clorofitas con un 35% y las cianobacterias con un 20%, mientras que las euglenofitas y las rodófitas presentaron escasos representantes (3% y 1%, respectivamente) (Fig. b-2).

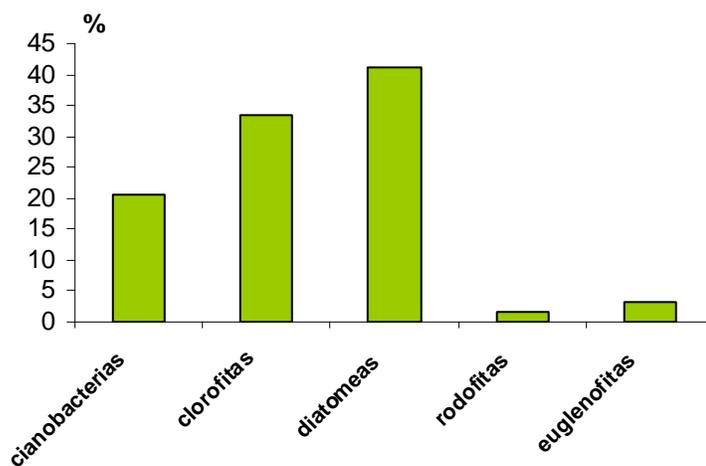


Figura b-2. Riqueza específica de los diferentes grupos del fito-epifiton (%).

Entre las especies del **zoo-epifiton** (fauna del perifiton) los rotíferos fueron los mejor representados con 37%, seguidos por los ciliados con 33%, las amebas testáceas con 14% y los nematodos, ácaros, oligoquetos y quironómidos con 4% cada uno (Fig. b-3).

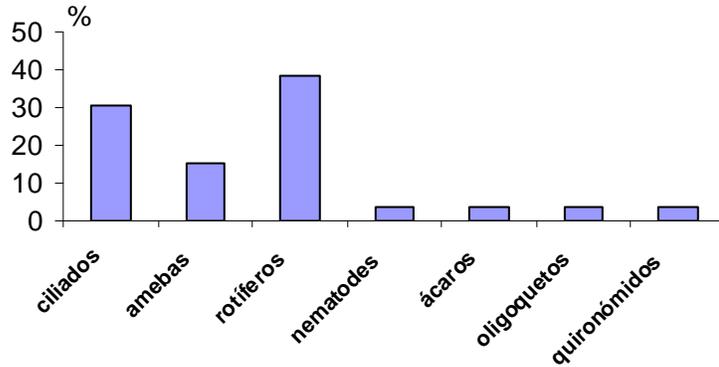


Figura b-3. Riqueza específica de los principales grupos del zoo-epifiton (%).

b.2 Riqueza específica

En todos los tratamientos de uso del suelo en las diferentes posiciones topográficas se observó un incremento de la *riqueza específica total* así como también la del fito-epifiton hacia el final del experimento (Figs. b-4 y -5). Sin embargo las especies de zoo-epifiton se comportaron de manera diferente, en general se observó una tendencia ligeramente declinante en L, sin una tendencia clara en ML, y una leve tendencia a aumentar en B (Fig. b-6).

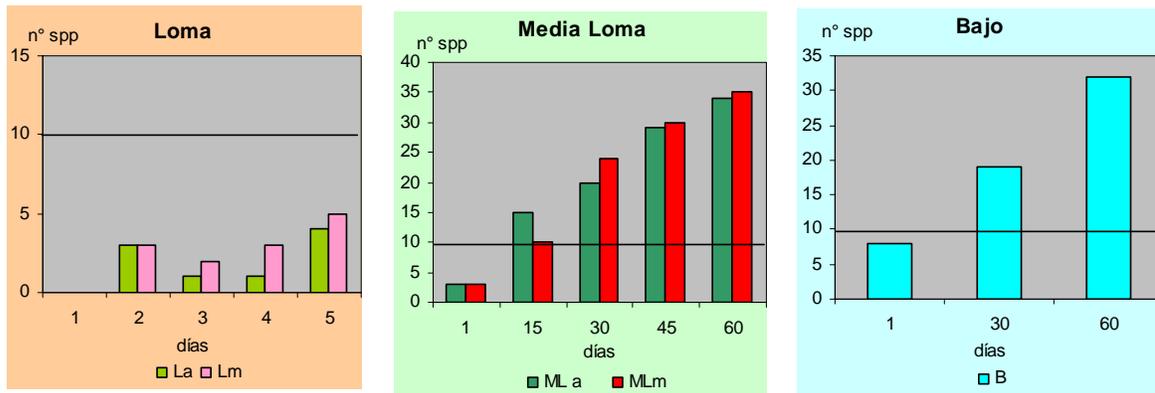


Figura b-4. Riqueza específica total en el tiempo en las diferentes topografías: L; ML y B (a: suelo agrícola, m: suelo mixto).

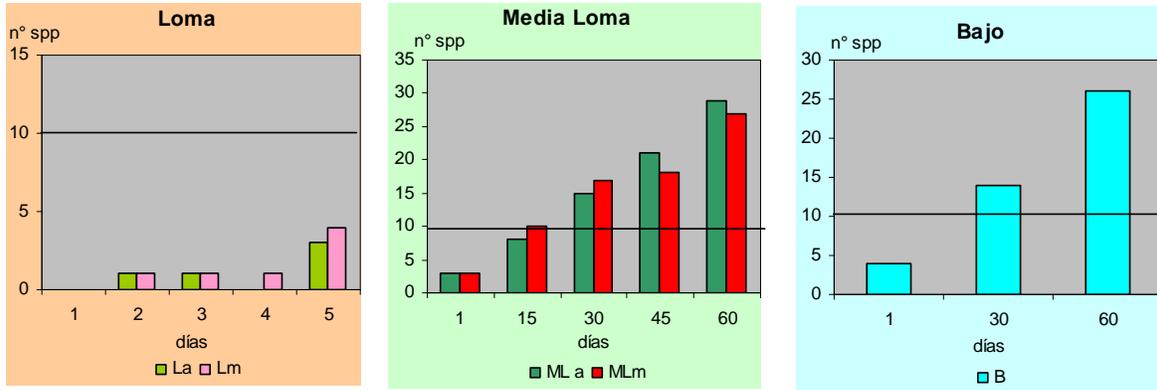


Figura b-5. Riqueza específica del FITOEPÍFITON en el tiempo en las diferentes topografías y uso del suelo L, ML y B (a: suelo agrícola, m: suelo mixto).

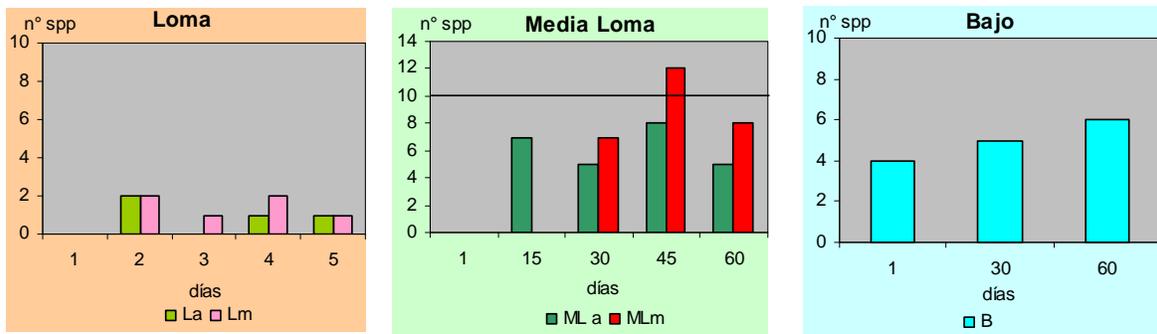


Figura b-6. Riqueza específica del ZOOEPÍFITON en el tiempo en las diferentes topografías y uso del suelo: L; ML y B (a: suelo agrícola, m: suelo mixto).

La estructura de la comunidad perifítica presentó una complejidad muy diferente según las distintas posiciones topográficas. En **L**, se registraron 9 especies (5 del fitoepifiton y 4 del zoepifiton) siendo la riqueza muy similar en los tratamientos según uso del suelo (L-a: 6 y L-m: 7) (Fig. b-7). En **ML** se identificaron 69 especies (50 del fitoepifiton y 19 del zoepifiton) sin marcadas diferencias entre los tratamientos según uso del suelo (ML-a: 49 y ML-m: 55). En **B-s/u**, la riqueza específica fue de 42 especies (32 del fitoepifiton y 10 del zoepifiton) (Fig. b-7).

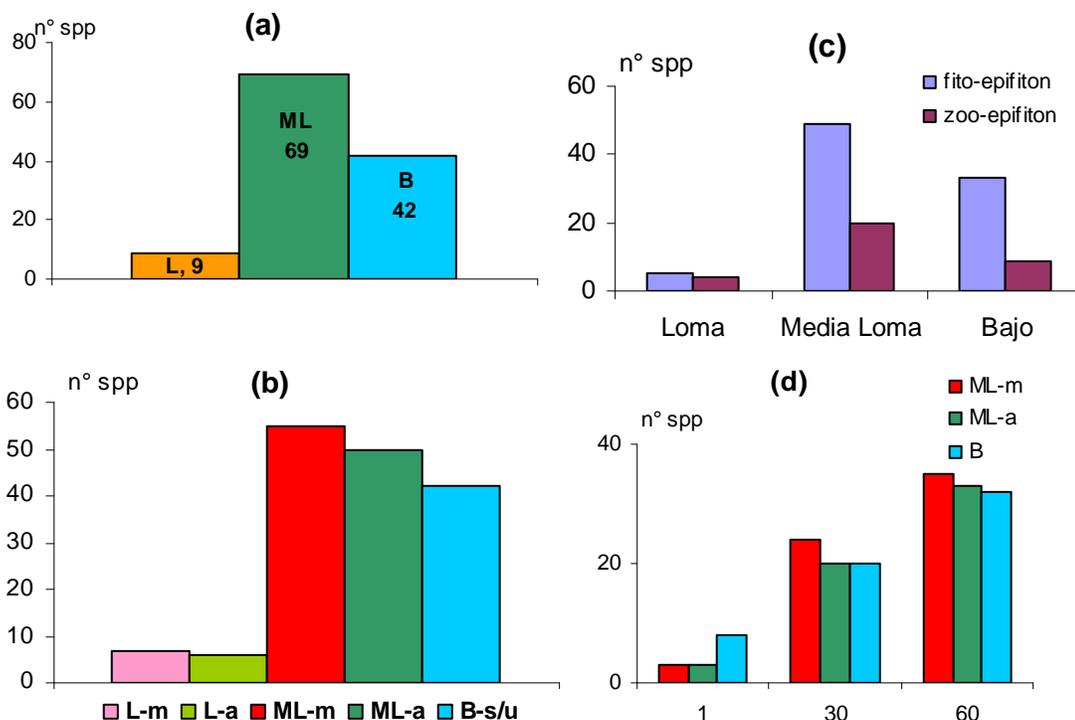


Figura b-7. Riqueza específica total en las diferentes topografías (a); según uso del suelo (b); del fitoepifiton y del zooepifiton en las tres topografías (c), y comparando la riqueza específica de ML y B los mismos días (eje de x: días) (d).

En **L** la riqueza específica total fue similar en los tratamientos mixto y agrícola durante los dos primeros días, pero aumentó en el tratamiento *m* hacia el cuarto día, y en ambos suelos hacia el quinto día. En **ML** el número de especies también fue similar al comienzo del experimento en ambos tratamientos según uso del suelo, pero se observó una mayor riqueza en el tratamiento *m*. Con respecto a la riqueza específica algal en ML a partir de los 45 días fue mayor en el tratamiento agrícola que en el de manejo mixto. Es importante destacar que en ML la riqueza específica fue la mayor del resto de las posiciones topografías, y en L la menor (Figs. b-4 y -5). Sin embargo, debe considerarse las diferencias en la frecuencia de muestreo entre las topografías, y si se compara la riqueza específica de ML con B en los mismos días, se observa una gran similitud entre ellos (Fig. b-7 (d) y b-4).

b.3 Descripción por sitio

LOMA (L)

Debido al corto periodo de tiempo que la loma estuvo inundada, la estructura de la comunidad perifítica fue la más simple comparada con ML y B. Dentro de las especies encontradas en **L-a**, se observó la colonización de diferentes formas de esporas de hongos (equinuladas, hialosporas, entre otras) y algunos rotíferos bdelloideos (1° día); más tarde un ciliado del género *Paramecium* sp (4° día) y por último nematodos que se alimentan de hongos, bacterias y también de ciliados (5° día).

Sucesión en L-a: descomponedores - filtradores/bacterívoros - depredadores.

La sucesión en la misma topografía pero del tratamiento de manejo mixto (**L-m**), se observó al inicio la colonización de algunos hongos, de ciliados del género *Paramecium* y de ácaros (2° día), más tarde, aparecieron los nematodos (3er día) y al final de la inundación (5° día) se registró una cianobacteria cocal (*Chroococcus turgidus*), una diatomea planctónica (*Aulacoseira granulata*), y una especie muy común en suelos como la diatomea *Hantzschia amphioxys*.

Sucesión en L-m: descomponedores/bacterívoros - productores.

MEDIA LOMA (ML)

En ML, donde la inundación duró dos meses, se registró una estructura más compleja, con 69 especies, y la riqueza específica fue aumentando hacia el final.

En el tratamiento **ML-m**, se registraron al inicio solo unas 3 especies, entre diatomeas (*Nitzschia* y *Pinnularia*) y ascos y ascosporas del tipo levaduras. Más avanzada en la sucesión (15 días) se encontraron 10 especies, el desarrollo de las ascosporas fue más importante y aparecieron las diatomeas pedunculadas (*Gomphonema angustatum*, *G. parvulum*). La riqueza siguió aumentando, encontrándose a los 30 días 24 especies, entre clorofitas planctónicas volvocales, se intensificó el desarrollo de clorofitas filamentosas ulotricales y se destacó la presencia de talos de clorofitas quetoforales. Asimismo, se registró otra especie de diatomea pedunculada (*Gomphonema olivaceum*) y otras como *Nitzschia fruticosa* y *Hantzschia amphioxys*. Las esporas de levaduras fueron reemplazadas por esporas equinuladas que aumentaron su abundancia a los 45 días.

Aparecieron ciliados hipotricos (*Euplotes* sp) y rotíferos bdelloideos (*L. ovalis*, *Cephalodella* sp y *Proales* sp) y nematodos. A los 45 días la riqueza específica se incrementó a 30 especies, y se destacó en esta etapa el crecimiento de *Nostoc* sp, fijadora de nitrógeno, que aumentó su abundancia relativa hacia los 60 días. Se observó, asimismo, un aumento de las clorofitas volvocales y el desarrollo de una clorofita filamentosa no ramificada, *Oedogonium* sp. Fueron abundantes las esporas equinuladas de hongos, se observaron ciliados hipotricos (*Euplotes* sp) y aparecieron peritricos (*Vorticella* sp). Entre los rotíferos se registraron *Brachionus quadridentatus*, *Lepadella ovalis* y *Proales* sp, así como también nematodos y oligoquetos. A los 60 días la riqueza específica llegó a 35 especies, destacándose algunas algas planctónicas como *Microcystis aeruginosa*, *M. pulverea* y *Chroococcus dispersus*, también cianobacterias fijadoras de nitrógeno como *Nostoc* sp y *Anabaena* sp, y escasos componentes del zoopifiton.

Sucesión en ML-m: descomponedores/productores -
bacterívoros/descomponedores/filtradores -
descomponedores/productores/filtradores/depredadores.

En **ML-a**, se identificaron durante todo el periodo de inundación un total de 55 especies. Al inicio se registró una especie de clorofita filamentosa (quetoforal), abundantes ascosporas y escasas diatomeas (3 especies). 15 días después, la riqueza específica fue de 15 especies, apareciendo algunas especies de volvocales (*Pandorina* sp, *Gonium* spp, *Sphaerocystis* sp), otras clorofitas quetoforales y otras diatomeas fijas (*Gomphonema*) y fueron abundantes ascosporas del tipo levaduras. Los organismos pioneros entre el zoopifiton fueron los ciliados hipotricos como *Euplotes* sp y los ciliados peritricos del género *Vorticella* sp. Un mes después de iniciada la inundación la riqueza alcanzó las 20 especies, entre las cuales se destacaron clorofitas filamentosas (quetoforales y ulotricales, estas últimas están sujetas a un sustrato cuando son jóvenes y luego los filamentos son libres), y algunas cianobacterias filamentosas fijadoras de nitrógeno (*Oscillatoria tenuis*) y otras especies de diatomeas fijas como *Eunotia* sp, *Gomphonema angustatum*, *G. parvulum* y tres especies de *Nitzschia* (*N. fruticosa*, *N. minutula* y *N. sigmoidea*); también se registraron ciliados peritricos como *Pyxicola*, suctorios como *Podophrya fixa* y rotíferos de los géneros

Cephalodella y *Proales* así como nematodos. A los 45 días ya con 29 especies, se desarrollaron filamentos de otras clorofitas filamentosas (*Oedogonium* sp y ulotricales) y aparecieron zygnematales como *Spirogyra* sp indicadoras de la senescencia de la comunidad. También se observaron clorofitas planctónicas del género *Scenedesmus* spp. Es de destacar que la presencia de hongos en esta etapa fue escasa. Entre los rotíferos se destacaron dos especies planctónicas (*Brachionus quadridentatus* y *Polyarthra vulgaris*) y una especie de hábitos perifíticos (*Lepadella ovalis*). A los 60 días se registraron 34 especies y se observó que además de las especies que colonizaron a los 45 días se incorporó otra especie de quetoforal, diatomeas como *Cymbella* y *Pinnularia*, una ameba testácea del género *Euglypha* y rotíferos bdelloideos.

Sucesión en ML-a: descomponedores/productores/bacterívoros - bacterívoros/fitófagos/depredadores - productores/filtradores/depredadores/bacterívoros.

BAJO (B)

En el tratamiento del bajo y con igual tiempo de inundación que la ML, se registraron durante el primer día (8 spp) abundantes esporas de hongos y frecuentes filamentos de clorofitas quetoforales. Fue rara la presencia de la fijadora de nitrógeno *Lyngbya* sp, diatomeas como *Hantzschia amphyoaxis* y *Nitzschia parvula* y ciliados peritricos (*Epistylis* sp), rotíferos bdelloideos y de una especie de *Paradicranophorus*. Asimismo se registraron nematodos.

A los 30 días hubo un incremento importante en la riqueza específica con 19 especies. Se incorporaron especies raras como *Chroococcus turgidus*, *Botryococcus braunii*, *Pandorina* sp; comunes como las volvocales y entre las abundantes, las quetoforales. Se desarrollaron las diatomeas coloniales como *Eunotia* sp y las pedunculadas como *Gomphonema angustatum* y *G. parvulum* y fueron abundantes dos especies de *Nitzschia* (*N. palea* y *N. parvula*). Se mantuvieron presentes los ciliados peritricos y apareció, entre los holotricos, *Paramecium* sp. En esta etapa aumentaron los bdelloideos y los nematodos. A los 60 días se incrementó aún más la riqueza específica, llegando a 32 especies. Entre las cianobacterias se destacaron por su abundancia: *Nodularia harveyana* y

algunas comunes de *Nostoc*, ambas fijadoras de nitrógeno. *Nitzschia palea* continuó siendo muy abundante y menos importante fue *Nitzschia acicularis*. Entre los ciliados aumentaron los *Paramecium* y entre los peritricos apareció una especie de *Vorticella*; se destacó además, la aparición de *Lepadella ovalis*, un rotífero que se desplaza sobre un sustrato.

Sucesión en B-s/u:

descomponedores/productores/bacterívoros/fitófagos/depredadores -
productores/bacterívoros/filtradores - productores/bacterívoros/filtradores.

b.4 Especies en común entre distintos suelos

De las 7 especies epifíticas registradas en L-m en los cinco eventos de muestreo durante la inundación y las 6 especies en L-a, más de la mitad aparecieron en ambos sitios. En ML, más del 60% de las especies registradas en *m* y más del 70% en *a*, fueron especies en común.

Más de la mitad de las escasas especies epifíticas de L se registraron en ML y B, y la mitad de las especies epifíticas registradas en ML se registraron también en B, mientras que para B representó un 42% de especies compartidas con ML.

b.5 Especies en común con las comunidades del agua libre

Fito-epifiton y microalgas del agua libre

De las 64 especies productoras del epifiton, un 41% se registraron en la comunidad de microalgas del agua libre, que representó un 29% de especies de algas libres en común con las perifíticas. En L un 2 y 7% de las especies perifíticas se registraron también en la comunidad en el agua libre en el suelo *m* y *a* respectivamente; en ML un 14 y 12% para *m* y *a*, respectivamente, y en B-s/u, un 19% de las especies productoras del agua libre se registraron en el perifiton.

Zoo-epifiton y consumidores del agua libre

De las 26 especies del zoo-epifiton en los tratamientos evaluados, 18 se encontraron en la comunidad de consumidores del agua libre. En L-m un 50% de la comunidad de consumidores libres se registró en la comunidad perifítica, en L-

a un 20%, en ML-m casi un 40% y en ML-a casi un 50%. Por último, B compartió un 42% de las especies de consumidores libres con la comunidad perifítica.

b.6 Clorofila a

Debido al corto tiempo de inundación en **L**, no se realizaron análisis de clorofila 'a' de perifiton. Los menores valores de concentración de clorofila 'a' se registraron en ML (promedio: $5,2 \mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$) mientras que en B se hallaron los mayores (promedio $46,2 \mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$). En **ML** hubo diferencias significativas en la concentración de clorofila entre los suelos con diferente uso: agrícola $3,6 \mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ y mixto $6,9 \mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ (test de t, p: 0,01; n: 15).

Las mayores concentraciones de clorofila 'a' se observaron en **B** ($89 \mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$) mientras que en Media Loma no fue superior a $20 \mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ (uso mixto $19,5 \mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ y uso agrícola $14 \mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ (Fig. b-9).

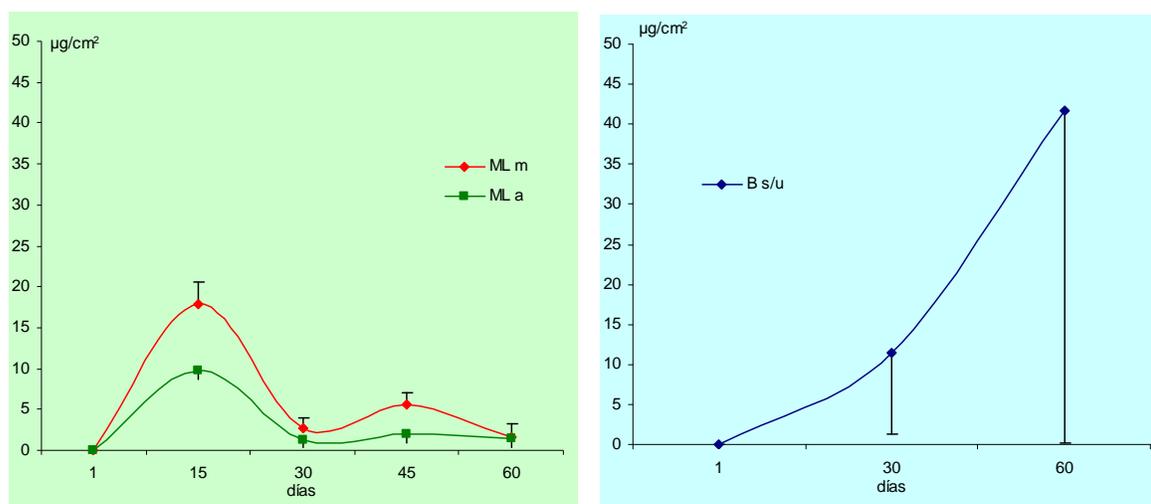


Figura b-8. Concentración de clorofila 'a' del perifiton en la media loma (ML) y el bajo sin uso (B s/u) durante la inundación (a: suelo agrícola, m: suelo mixto) (1 SD).

En ML-*m* el pico máximo de clorofila 'a' coincidió con el desarrollo de clorofitas volvocales a los 15 días y diatomeas pedunculadas. Los otros dos picos ocurrieron a los 45 días coincidiendo con un aumento de clorofitas filamentosas ulotricales y chaetoforales y de una clorofita filamentosa no ramificada, *Oedogonium* sp.

En ML-*a*, el pico máximo de clorofila 'a' a los 15 días se debió a la presencia de clorofitas chaetoforales y volvocales. El segundo pico de clorofila coincidió, a los 45 días, con el desarrollo de clorofitas chaetoforales y ulotricales.

En B, sin uso, el valor máximo de clorofila 'a' se registró a los 60 días en coincidencia con la abundancia de especies filamentosas de cianobacterias fijadoras de nitrógeno (*Nodularia spumigena* y *Nostoc* sp) y de las diatomeas *Nitzschia palea* y *N. acicularis* (Fig. b-8).

CAPITULO IV.1.4. Relación entre nutrientes y microorganismos

4.i. Relación entre nutrientes en el agua (N y P disponibles)

En las tablas de esta sección se detallan los resultados relevantes de los análisis de correlación realizados.

En L-m se encontró que el OD se relacionó con la concentración de NO_3^- y también con la de NH_4^+ (Fig. IV.a, tabla IV.a), así como el NO_3^- y el NH_4^+ .

En L-a no se verificaron correlaciones significativas entre los nutrientes y el OD.

Los nutrientes en ML estuvieron muy estrechamente relacionados, principalmente en el suelo m (Figs. IV.b y IV.c, tabla IV.a).

En B no se registró correlación significativa entre las distintas formas de P y N disponibles.

LOMA					
L-m	OD - NO_3^-	r: 0,94	p: 0,02	n: 5	Fig. IV.a
	OD - NH_4^+	r: -0,95	p: 0,01	n: 5	
MEDIA LOMA					
ML-m	PRS y NO_3^-	r: 0,84	p: 0,02	n: 5	Fig. IV.b
	PRS y NH_4^+	r: 0,80	p: 0,02	n: 5	
ML-a	NO_3^- y PRS	r: 0,96	p: 0,002	n: 6	Fig. IV.c
	NH_4^+ y OD	r: -0,89	P: 0,046	n: 5	

Tabla IV.a. Correlación significativa entre la concentración de nutrientes en el agua de las clausuras, según topografía (L y ML) y uso del suelo (mixto, m; agrícola, a y sin uso, s/u). OD: Oxígeno disuelto (mg.l^{-1}); NO_3^- : Concentración de nitrato ($\mu\text{g.l}^{-1}$); NH_4^+ : concentración de amonio ($\mu\text{g.l}^{-1}$); PRS: concentración de PRS ($\mu\text{g.l}^{-1}$).

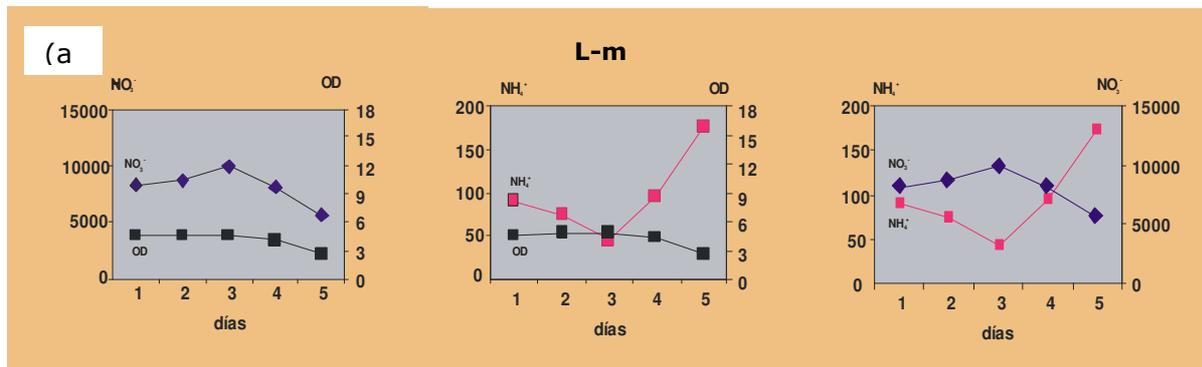


Figura IV.a. Relación entre concentración de nutrientes y OD en la loma de uso mixto (L-m). NO_3^- : concentración de nitrato ($\mu\text{g.l}^{-1}$); OD: oxígeno disuelto (mg.l^{-1}); PRS: concentración de PRS ($\mu\text{g.l}^{-1}$); NH_4^+ : concentración de amonio ($\mu\text{g.l}^{-1}$).

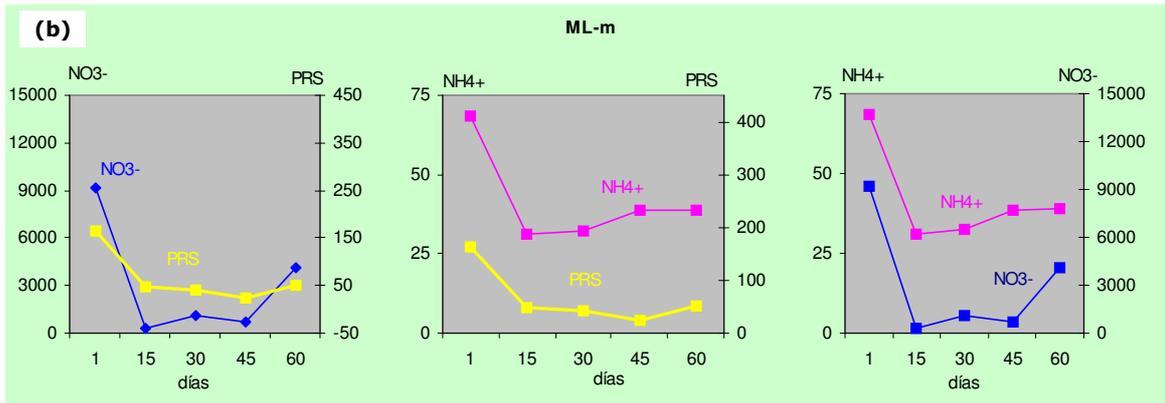


Figura IV.b. Relación entre concentración de nutrientes en la media loma de uso mixto (ML-m). NO_3^- : concentración de nitrato ($\mu g.l^{-1}$); PRS: concentración de PRS ($\mu g.l^{-1}$); NH_4^+ : concentración de amonio ($\mu g.l^{-1}$).

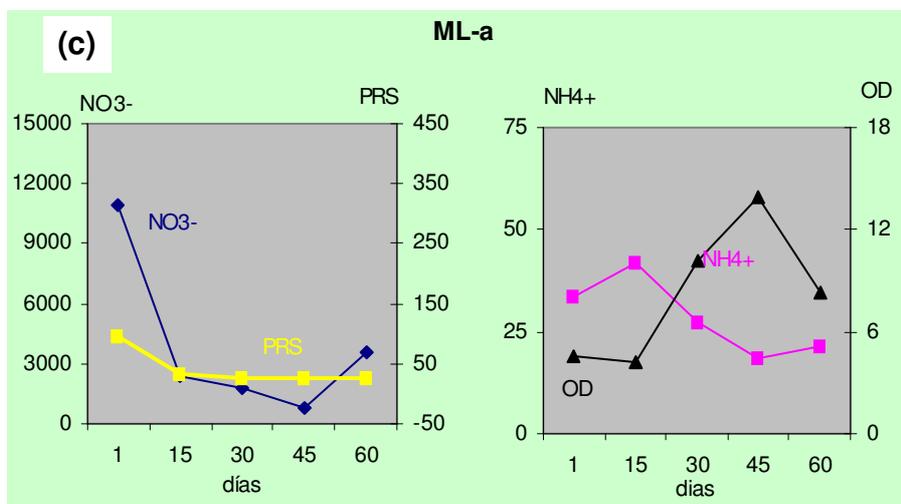


Figura IV.c. Relación entre concentración de nutrientes y OD en la media loma de uso agrícola (ML-a). NO_3^- : Concentración de nitrato ($\mu g.l^{-1}$); PRS: concentración de PRS ($\mu g.l^{-1}$); OD: Oxígeno disuelto ($mg.l^{-1}$); NH_4^+ : concentración de amonio ($\mu g.l^{-1}$).

4.ii. Relación entre microorganismos productores y nutrientes

En L no se registraron relaciones significativas entre las variables biológicas y la concentración de nutrientes en el agua de las.

En ML-m la concentración de NO_3^- mostró una relación inversamente proporcional con la densidad de microalgas libres así como también con la concentración de clorofila 'a' del perifiton (Fig.IV.d y tabla IV.b).

En ML-a la densidad de productores libres mostró estar relacionada directamente con la concentración de NH_4^+ (Fig.IV.e y tabla IV.b).

En B se registró correlación significativa entre la clorofila de los productores libres y la concentración de nitrato y (Fig.IV.f y tabla IV.b).

ML-m	Abund PL y NO_3^-	r: -0,63	n: 15	Fig. IV.d
	Cl 'a' PF y NO_3^-	r: -0,60	n: 15	
	Cl 'a' PL y OD	r: 0,76	n: 15	
ML-a	Abund PL y NH_4^+	r: 0,97	n: 15	Fig. IV.e
B s/u	Cl 'a' PL y NO_3^-	r: 0,82	n: 9	Fig. IV.f

Tabla IV.b. Correlaciones significativas ($p < 0,05$) entre la concentración de nutrientes y las variables biológicas medidas en el agua de las clausuras, según topografía (L, ML y B) y uso del suelo (mixto, m; agrícola, a y sin uso, s/u); *Abund PL*: densidad de microorganismos productores libres (ind.l^{-1}); NO_3^- : Concentración de nitrato ($\mu\text{g.l}^{-1}$); *Cl 'a' PF*: clorofila 'a' del perifiton ($\mu\text{g.cm}^{-2}$); *Cl 'a' PL*: Cl 'a' de los productores libres ($\mu\text{g.l}^{-1}$); NH_4^+ : concentración de amonio ($\mu\text{g.l}^{-1}$).

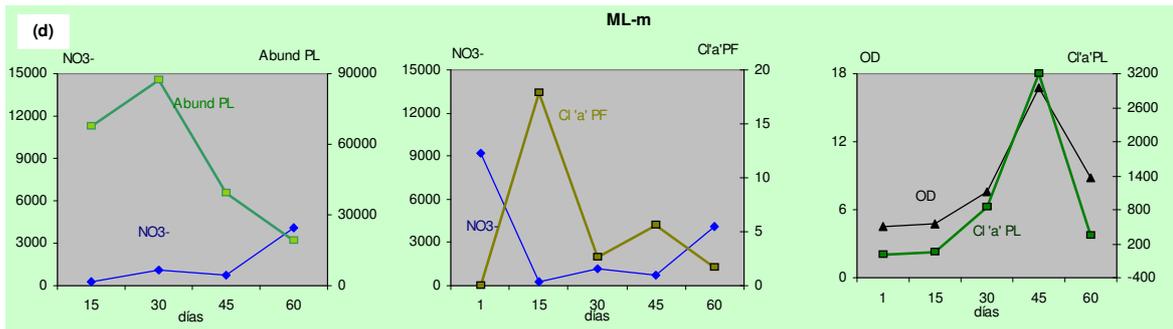


Figura IV.d. Relación entre concentración de nutrientes y los productores en la media loma de uso mixto (L-m). NO_3^- : Concentración de nitrato ($\mu\text{g.l}^{-1}$); OD: Oxígeno disuelto (mg.l^{-1}); *Cl 'a' PL*: clorofila 'a' de los productores libres ($\mu\text{g.l}^{-1}$); *Cl 'a' PF*: clorofila 'a' del perifiton ($\mu\text{g.cm}^{-2}$); *Abund PL*: densidad de microorganismos productores libres (ind.l^{-1}).

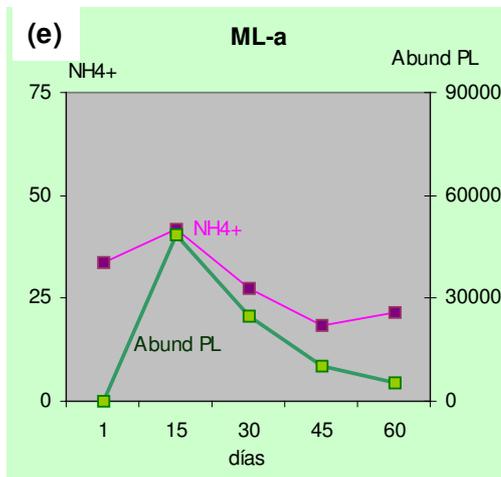


Figura IV.e. Relación entre concentración de NH_4^+ ($\mu\text{g.l}^{-1}$) y la abundancia de productores libres (ind.l^{-1}) en la media loma de uso agrícola (ML-a).

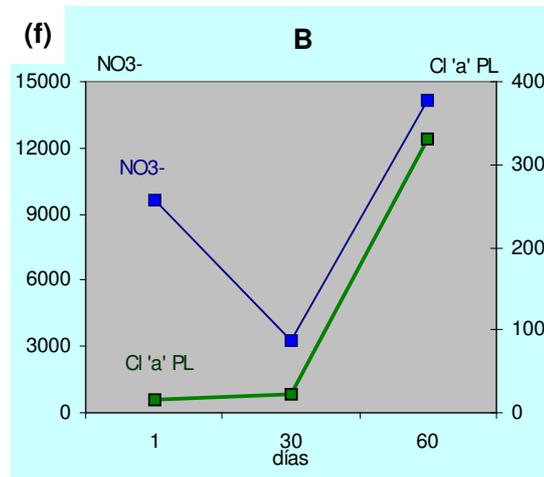


Figura IV.f. Relación entre concentración de NO_3^- ($\mu\text{g.l}^{-1}$) y clorofila 'a' ($\mu\text{g.l}^{-1}$) de los productores libres en el bajo (B).

4.iii Relación entre productores y consumidores

En L-m la densidad de consumidores se mostró relacionada a la de productores libres (si bien no se obtuvo muestra del día 3 y por eso no se presenta el gráfico, la correlación fue significativa, ver tabla IV.c). Sin

embargo, en L-a no se registraron correlaciones significativas entre ninguna de las variables biológicas evaluadas.

En ML-a, se registró correlación entre la abundancia de los productores libres y la concentración de clorofila 'a' del perifiton, así como también entre la densidad de los consumidores y la concentración de clorofila 'a' de los productores libres (Fig.IV.g y tabla IV.c).

En B se registró correlación significativa entre la densidad de productores libres y la de consumidores libres (Fig.IV.h y tabla IV.c), así como también entre la clorofila de los productores libres y la del perifiton (Fig.IV.h y tabla IV.c).

LOMA				
L-m	Consum y Abund PL	r: 0,72	p: 0,03	n: 9
MEDIA LOMA				
ML-a	Abund PL y Cl 'a' PF	r: 0,90	p: 0,04	n: 5
	Consum y Cl 'a' PL	r: 0,74	p: 0,01	n: 15
Fig. IV.g				
BAJO				
B s/u	Cl 'a' PL y Cl 'a' PF	r: 0,73	p: 0,03	n: 9
	Abund PL y Consum	r: 0,88	p: 0,002	n: 9
Fig. IV.h				

Tabla IV.c. Correlaciones significativas entre los variables biológicas medidas en el agua de las clausuras, según topografía (L, ML y B) y uso del suelo (mixto, m; agrícola, a y sin uso, s/u). *Consum*: densidad de microorganismos consumidores libres; *Abund PL*: densidad de microorganismos productores libres; *Cl 'a' PL*: *Cl 'a'* de los productores libres; *Cl 'a' PF*: clorofila 'a' del perifiton.

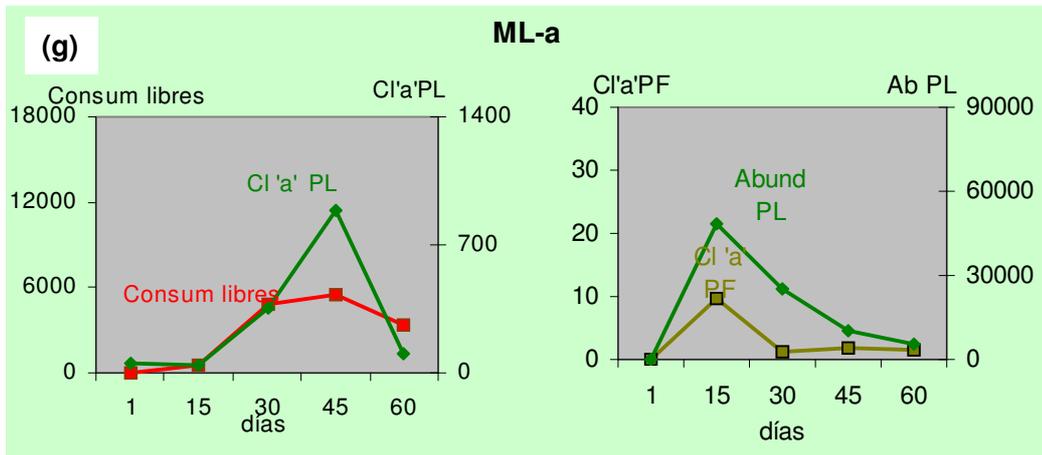


Figura IV.g. Relación entre los microorganismos productores y consumidores en la media loma de uso agrícola (ML-a). *Cl 'a'*: concentración de clorofila 'a'; *PL*: productores libres; *PF*: perifiton (µg.cm⁻²); *Consum libres*: abundancia consumidores libres (ind.l⁻¹); *Abund PL*: abundancia de productores libres (ind.l⁻¹).

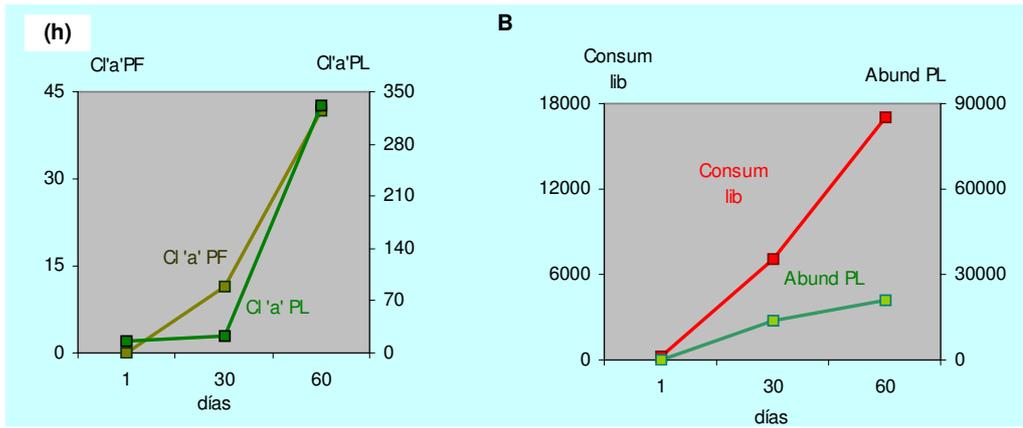


Figura IV.h. Relación entre microorganismos en el bajo. *Cl 'a'*: concentración de clorofila 'a'; *PL*: productores libres ($\mu\text{g.l}^{-1}$); *PF*: perifiton ($\mu\text{g.cm}^{-2}$); *Consum libres*: abundancia consumidores libres (ind.l^{-1}); *Abund PL*: abundancia de productores libres (ind.l^{-1}).

IV.2. Experimentos de laboratorio

2.A. Descomposición de las plantas sumergidas en la inundación

A.1 Características del agua, suelo y material vegetal utilizados en la experiencia

Agua utilizada para inundar el suelo

Las características del agua utilizada pH: 6,67; salinidad: 0,02%; conductividad $669 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$; turbidez: 0 NTU, y % de saturación OD: 53,7%.

Biomasa vegetal

Se procuró que el biovolumen de materia vegetal utilizada en la experiencia fuese aproximadamente el mismo para los tipos de manejo y topografía de suelo evaluados. Sin embargo al ser la composición florística y también el tipo de material vegetal diferentes (desde ramas secas a hojas verdes), el peso del material vegetal no fue el mismo en todos los tratamientos (peso inicial en L-*m*: 4,6 g; L-*a*: 9,1 g; ML-*m*: 3,4 g; ML-*a*: 8,3 g; y B: 7,3 g).

Se obtuvieron las tasas de descomposición simple (A) y la citada por varios autores (B) (detalladas en materiales y métodos), y dado que ambas mostraron una correlación positiva (coeficientes de correlación r , entre 0,99 y 1) en los siguientes párrafos se hace referencia a la primera. La fórmula B para la tasa de descomposición no fue utilizada debido a que acentuaba los errores producidos por el aumento de peso producido probablemente por la contaminación con partículas finas y microorganismos perifíticos (error metodológico también citado por Brinson, 1977 y Wider & Lang, 1982). En 3 casos no se tuvo en cuenta una de las tres réplicas por presentar este problema, sin embargo, ésta metodología fue adecuada para los objetivos del presente estudio (Wider & Lang, 1982).

La tasa de descomposición mostró un comportamiento exponencial negativo a través del tiempo en los cinco tipos de suelos evaluados.

A.2 Tasa de descomposición

En la **loma (L)**, con cinco días de inundación, la tasa de descomposición disminuyó más lentamente con respecto a ML y B pero estas últimas con 60 y

120 días de inundación, respectivamente (Fig. 2A-1 y -2a y b). No se registraron diferencias significativas entre L-*a* y L-*m* pero sí diferencias en la tasa de descomposición entre los días (ANOVA 2 vías con repeticiones: $F_{Tasa\ desc} = 3,39$ p: 0,08 n: 15 no significativa (ns); $F_{días (4;20)} = 325,01$ p<0,01 n: 15 significativa (s); $F_{Tasa\ desc \times días} = 0,70$ p: 0,60 n: 15 ns).

En la **media loma (ML)**, la tasa de descomposición mostró una caída más acentuada, principalmente una marcada disminución a los 15 días y desde ese día casi sin cambios hasta el último día de inundación (60 días) (Fig. 2A-1 y -2c y d). En este caso hubo diferencias significativas entre *m* y *a* (ANOVA 2 vías con repeticiones: $F_{Tasa\ desc} = 5,22$ p: 0,03 n: 15 s; $F_{días} = 1.777,7$ p<0,01 n: 15 s; $F_{Tasa\ desc \times días} = 1,52$ p: 0,23 n: 15 ns).

En el **bajo (B)**, la curva exponencial fue levemente más pronunciada que en ML a los 15 días, con una caída desde el primer día al día 30, y luego se mantuvo asintótica a través de los 60, 90 y 120 días (Fig. 2A-1 y -2e).

En todos los tratamientos la mayor pérdida de biomasa se registró un día después de la inundación, representando un 26% en L, un 19% en ML y un 20% en B.

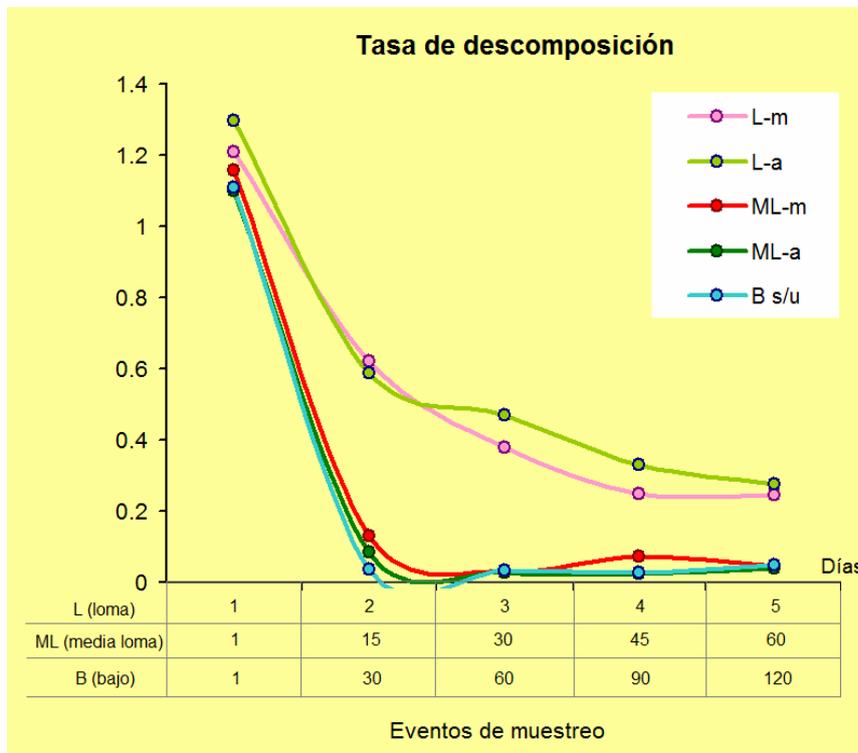


Figura 2A-1. Tasa de descomposición del material vegetal, registrados en los cinco tratamientos (L: loma, ML: media loma; B: bajo; m: mixto; a: agrícola) en la experiencia. En L, e: 5días; en ML, e: 60 días y en B, e: 120 días.

A.3 % Peso Remanente (%PR)

En todos los tratamientos, el peso remanente de biomasa vegetal un día después de la inundación registró un promedio de 84,1%, indicando una pérdida de 16% en un día.

En **L**, el %PR promedio entre L-*m* y L-*a* un día después de la inundación fue de 81,1% (L-*m*: 84,4% y L-*a*: 77,9%) y a los 5 días de 76,9% (L-*m*: 80,6% y L-*a*: 73,2) (Figs. 2A-2a y -2b y -3). No se encontraron diferencias significativas entre *a* y *m* (ANOVA 2 vías, $F_{\%PR}$: 0,04 p: 0,84 n: 15; $F_{días}$: 0,49 p: 0,74 n: 15; $F_{\%PR \times días}$: 0,97 p: 0,44 n: 15). En L se registró un leve aumento de la masa remanente en dos eventos, debido probablemente al error comentado anteriormente.

En **ML**, con 60 días de inundación, la disminución del peso remanente fue mayor que en L. El %PR promedio entre ML-*m* y ML-*a* un día después de la inundación fue de 87% (ML-*m*: 84,3% y ML-*a*: 89,7%); y luego de 60 días fue de 50,4% (ML-*m*: 49,7% y ML-*a*: 51,1%) (Figs. 2A-2c y -2d y -3). Se encontraron diferencias significativas entre *a* y *m*, y también la diferencia del peso remanente entre días fue significativa (ANOVA 2 vías, $F_{\%PR}$: 13,05 $p < 0,01$ n: 15; $F_{días}$: 10,26 $p < 0,01$ n: 15; $F_{\%PR \times días}$: 1,68 p: 0,21 n: 15). En *m* la disminución más importante de la biomasa se registró a los 15 días, mientras que en *a* parecería ser a los 60 días. En ML-*a* se presentaron errores leves de sobreestimación de peso final (*Pt*) del mismo estilo que en L.

En **B** el peso remanente un día después de la inundación fue de 84,6%, similar a los otros suelos considerando el mismo momento, pero hubo una marcada disminución progresiva del peso remanente del material vegetal llegando a un valor muy inferior al de L y ML a los 120 días post-inundación (20,6%) (Fig. 2A-2e y -3).

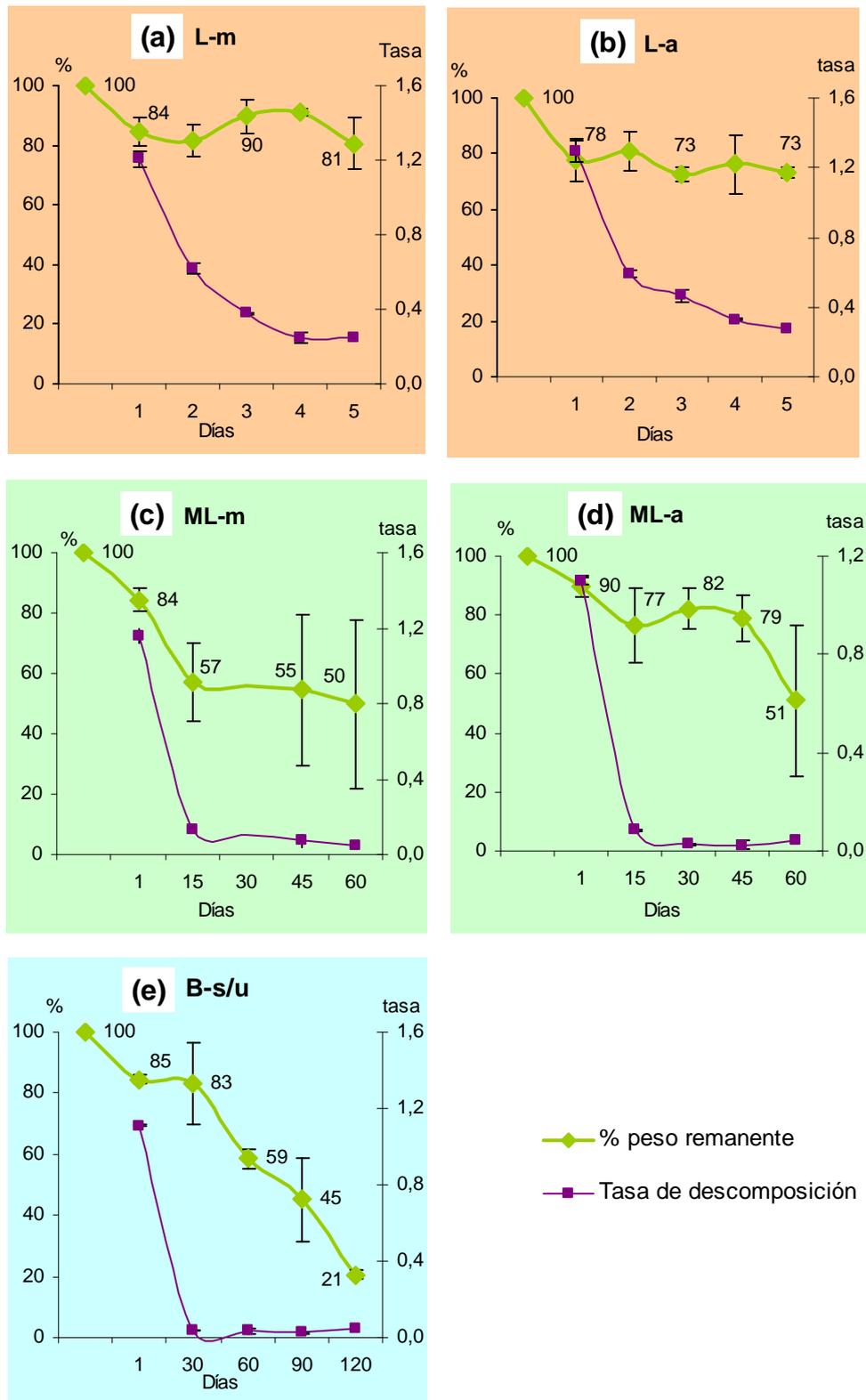


Figura 2A-2. Descomposición del material vegetal sumergido registrada en los cinco tratamientos (a) loma de uso mixto, (b) loma de uso agrícola, (c) media loma de uso mixto, (d) media loma de uso agrícola y (e) bajo sin uso. (± 1 SD)

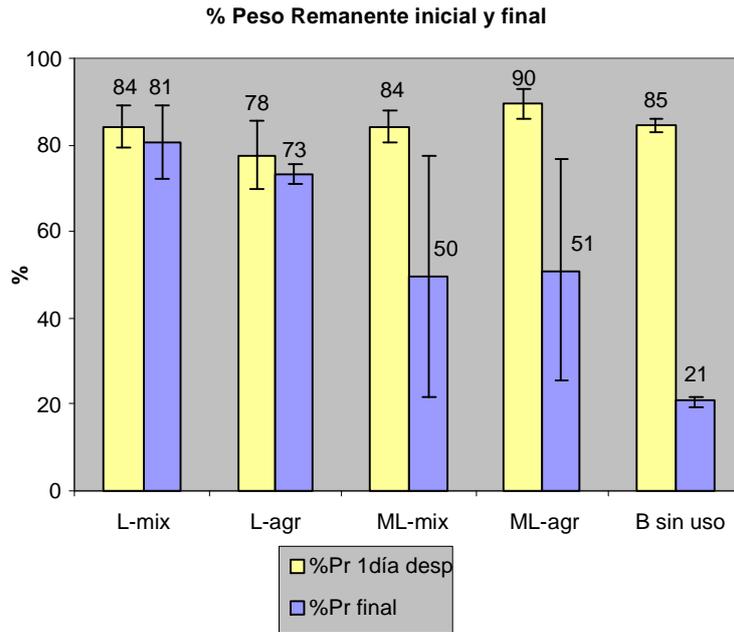


Figura 2A-3. Peso remanente del material vegetal el primer y último día de inundación para los cinco tratamientos (L: loma, ML: media loma; B: bajo; mix: mixto; agr: agrícola). El último día corresponde al día 5 en L, 60 en ML y 120 en B. (± 1 SD)

El gráfico de la figura 2A-4 muestra el decaimiento progresivo del material vegetal desde un día antes de la inundación (100% del peso) hasta los 120 días (21% del peso). Los valores graficados resultaron de promediar los datos de %Pr de los días 1, 5, 15, 45 y 60 de los tratamientos correspondientes; los valores a los 90 y 120 días corresponden únicamente a los datos del tratamiento B-s/u.

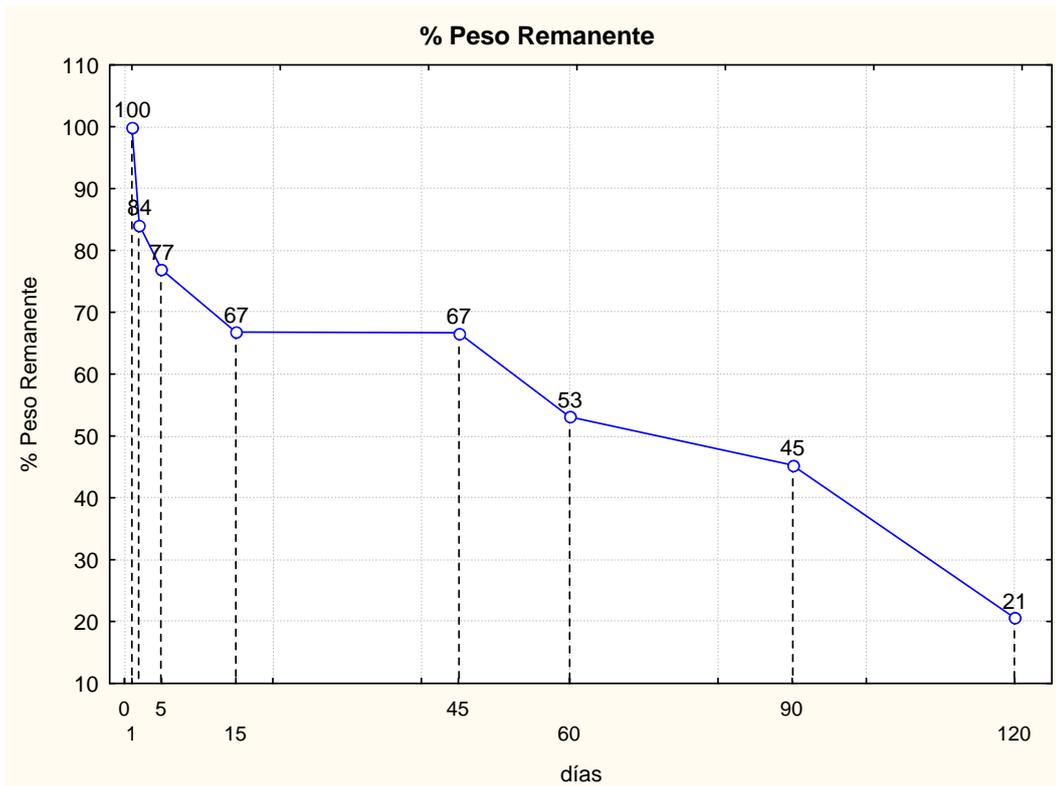


Figura 2A-4. Disminución del peso del material vegetal remanente a través de los 120 días. Los puntos surgen de promediar los valores de los tratamientos agrícola, mixto y sin uso en los días 1, 5, 15, 45, 60, 90 y 120 según corresponda en cada tratamiento.

A.4 Variables físico-químicas

La temperatura del agua se mantuvo entre 19,2 y 21,7°C en todos los tratamientos durante el tiempo de inundación.

La concentración de polifenoles solubles (PS) mostró valores unas 13 veces mayores a los registrados en la experiencia *in situ*. En L-a, la concentración de PS registrados al tercer día posterior a la inundación (primer evento de muestreo para esta variable) fue de 21,3 mg.l⁻¹, y se mantuvo hasta el último día del tratamiento (23 mg.l⁻¹). En ML, la primera medición de PS registrada fue a los 30 días con 13 mg.l⁻¹ tanto en *a* como en *m*, pero mostraron distinto comportamiento, disminuyendo levemente en ML-m hasta 11 mg.l⁻¹ y aumentando hasta 16 mg.l⁻¹ a los 60 días en ML-a.

En B, se registraron a los 30 días 20,4 mg.l⁻¹ (primer registro), disminuyó a los 60 días a 18 mg.l⁻¹ y finalizó a los 120 días con igual valor que a los 30 días.

El % de saturación de OD del agua antes de inundar el suelo fue de 53,7%. Un día después de la inundación, se registró en L-a un 0,1% OD y se mantuvo

casi sin variar hasta el final (OD_{5días}: 0,4%), mientras que en L-m el OD registró un valor final de 31,5% (Fig. 2A-5).

En ML a los 30 días se registraron valores de OD de 32,4% en ML-m y 23,2% en ML-a, que aumentaron hasta los 45 días. El %OD al final de la inundación (60 días) fue de 47,2% en ML-m y de 38,8% en ML-a (Fig. 2A-5).

En B, el nivel de OD a los 30 días fue de 5,7% y a los 120 días registró un 60% de OD (Fig. 2A-5).

Se encontró correlación entre la tasa de descomposición y el OD ($r: -0,68$ p 0,02 n: 12).

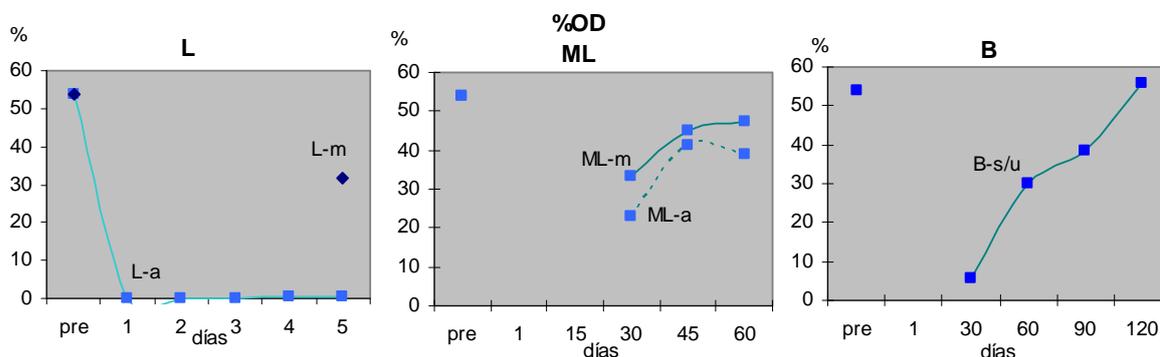


Figura 2A-5. Oxígeno disuelto (%saturación) en el agua de inundación en cuatro tratamientos (L-a: Loma de uso agrícola; ML-m: media loma, uso mixto; ML-a: media loma, uso agrícola; B-s/u: bajo, sin uso). El valor 'pre' corresponde al valor de OD del agua antes de inundar el suelo.

El *pH* del agua utilizada para la inundación era de 6,7 y aumentó un día después de la inundación a 7,6 en L-a. Desde ese momento hasta los cinco días disminuyó a 7,2. En ML, el pH a los 30 días registró valores diferentes según tipo de uso del suelo, 9,11 en ML-m y 8 en ML-a. Desde ese momento registraron valores menores a los 45 y 60 días, y el pH final fue de 7,53 en ML-m y de 7,34 en ML-a. En B, se registró a los 30 días un pH de 8,3 y disminuyó hasta el final de la inundación, registrando un valor a los 120 días de 7,4.

Dada la evaporación que sufrieron todos los tratamientos, la *conductividad* del agua aumentó en todos ellos, con mayor grado donde el agua permaneció más tiempo sobre el suelo. El agua utilizada para la inundación registraba una conductividad de 669 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, y un día después de estar en contacto con el suelo, registró 1.300 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ en L-a. Al final del experimento de cinco días de inundación la conductividad fue de 1.370 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (L-a). A los dos meses de la inundación, la conductividad registrada fue de 2.000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ en ML. Por último, a los 120 días la conductividad aumentó a 2.820 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ en B.

La turbidez del agua aumentó con el tiempo en todos los tratamientos. Se registraron altos valores durante los primeros cinco días en L (en L-a: 1 día: 55 NTU; 5d: 68 NTU; mientras que en L-m 5d: 3 NTU). En ML se registraron valores crecientes desde 16 y 28 NTU en m y a respectivamente a los 30 días, hasta 20 y 54 NTU en m y a respectivamente a los 60 días. En B los valores fueron más elevados desde el comienzo, registrándose 50 NTU de turbidez a los 30 días y 426 NTU a los 120 días.

IV.2.B. Biomasa (clorofila *a*) y sucesión de microorganismos acuáticos productores sobre suelos inundados bajo condiciones controladas de laboratorio

B.1 Concentración de clorofila *a*

Los datos de la concentración de clorofila 'a' en el agua en los 3 tratamientos evaluados según manejo (agrícola, *a*; mixto, *m* y sin uso, *s/u*) y bajo condiciones de 10 horas y 40 minutos de luz y 12°C de temperatura, mostró una tendencia en aumento durante los 52 días de inundación.

No hubo diferencias significativas entre el promedio de la concentración de clorofila 'a' para los tres tratamientos (ANOVA unifactorial, $p: 0,43$; $F: 0,87$; $n: 9$). La tendencia de la concentración de clorofila 'a' en *a* y *m* fue similar, aunque en el primero los valores absolutos fueron en casi todos los casos mayores que en el segundo. Los menores valores se registraron en el tratamiento *s/u* para la mayoría de los días (Fig. 2B-1)

El rango de clorofila 'a' para todos los suelos fue de $0,8 - 26,4 \mu\text{g.l}^{-1}$. En el suelo *a* fue de $1,4 - 26,4 \mu\text{g.l}^{-1}$ (promedio *a*: $6,3 \mu\text{g.l}^{-1}$); en *m* de $1 - 11,9 \mu\text{g.l}^{-1}$ (promedio *m*: $4,3 \mu\text{g.l}^{-1}$) y en *s/u* $0,8 - 6,5 \mu\text{g.l}^{-1}$ (promedio *s/u*: $3,1 \mu\text{g.l}^{-1}$) (Fig. 2B-1 y -2).

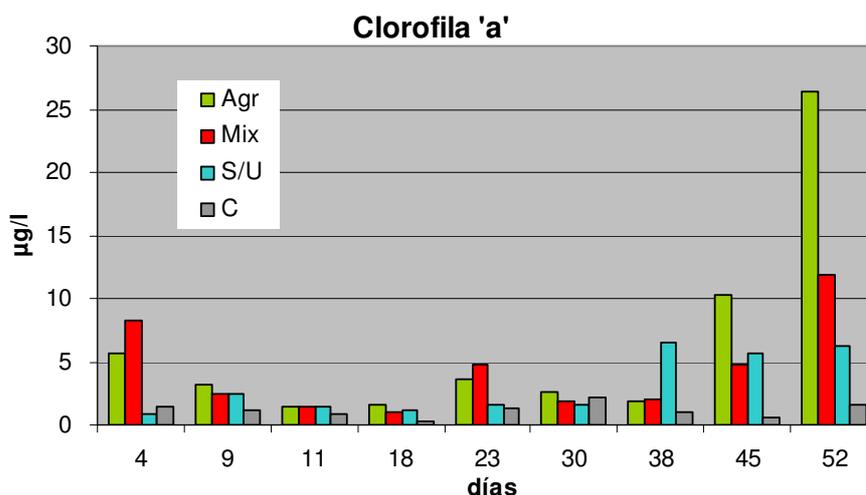


Figura 2B-1. Concentración de clorofila 'a' en los 3 tratamientos (*agrícola*, *mixto* y *sin uso*) durante los 52 días que el suelo permaneció inundado. La barra en gris corresponde al control (C).

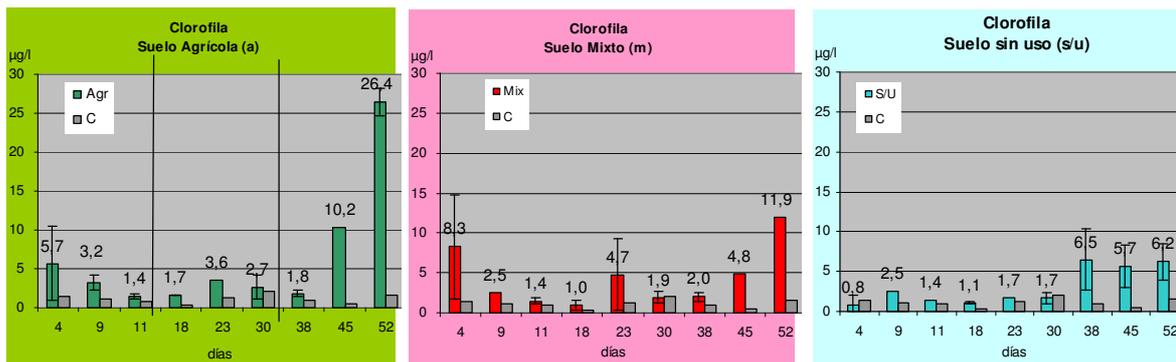


Figura 2B-2. Concentración de clorofila 'a' en el agua de inundación en cada tratamiento (a, m y s/u) durante los 52 días que el suelo permaneció inundado (± 1 DS). La barra en gris corresponde al control (C).

En los suelos *a* y *m* la concentración de clorofila 'a' a los cuatro días de la inundación registró un valor elevado ($5,7 \mu\text{g.l}^{-1}$ en *a* y $8,3 \mu\text{g.l}^{-1}$ en *m*), disminuyó hasta el día 18 ($1,6 \mu\text{g.l}^{-1}$ en *a* y $1 \mu\text{g.l}^{-1}$ en *m*), y aumentó desde ahí hasta el día 52 cuando la columna de agua era muy reducida (Fig. 2B-3). El último día, se registraron en estos dos suelos las mayores concentraciones de clorofila 'a' ($26,4 \mu\text{g.l}^{-1}$ en *a* y $11,9 \mu\text{g.l}^{-1}$ en *m*).

El suelo *s/u*, registró a los 4 días de la inundación el valor más bajo de clorofila 'a' ($0,8 \mu\text{g.l}^{-1}$), aumentó a los 9 días ($2,5 \mu\text{g.l}^{-1}$) y desde ahí disminuyó suavemente hasta los 18 días ($1,1 \mu\text{g.l}^{-1}$), se mantuvo hasta los 30 días y aumentó marcadamente a los 38 días. Desde ese momento hasta el final se mantuvo con los mayores valores para todo el periodo.

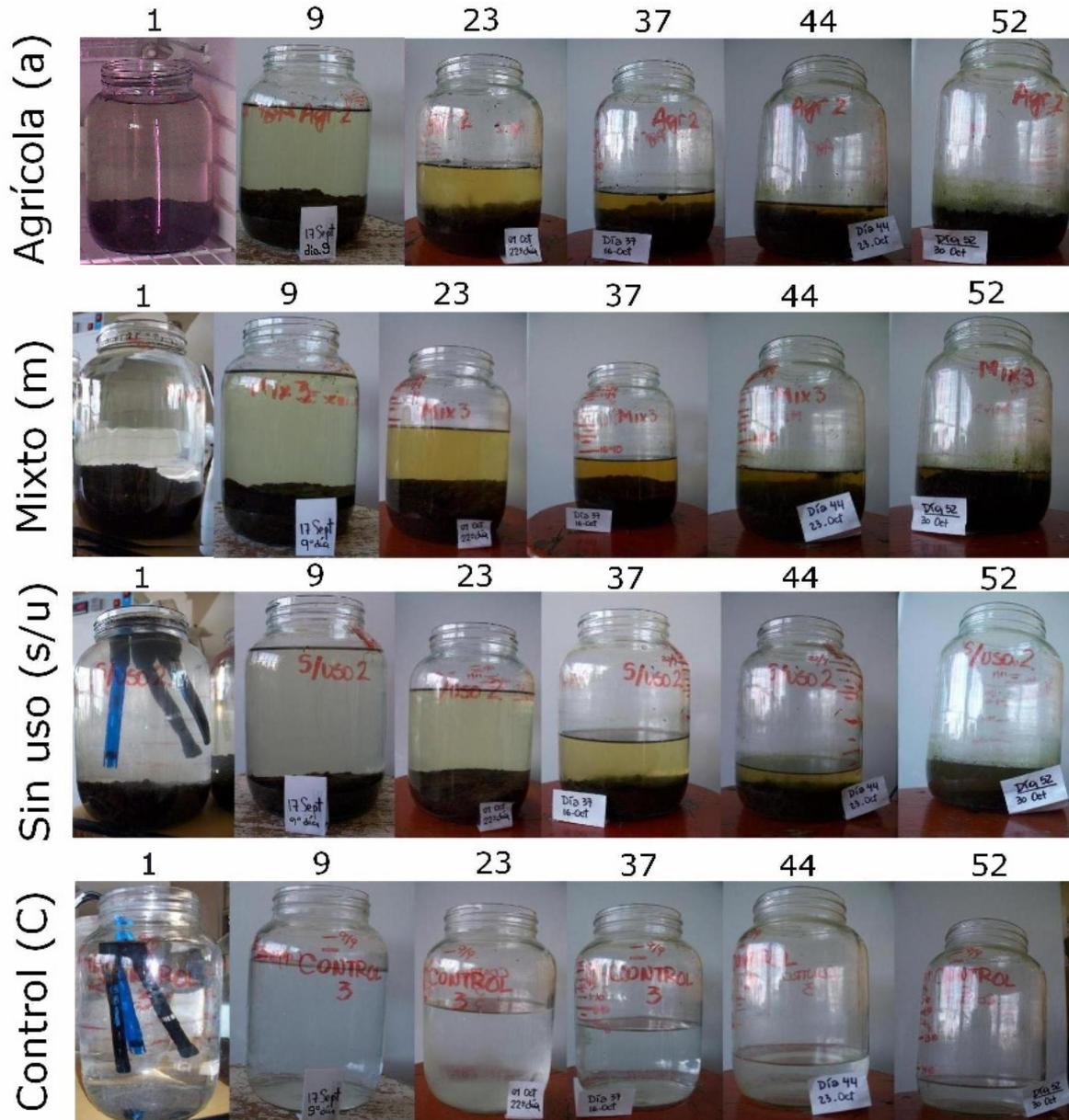


Figura 2B-3. Fotos de una de las réplicas de cada tratamiento y del control mostrando los niveles de agua en la mayoría de los eventos de muestreo. Los números representan los días desde que se agregó el agua de inundación.

B.2 Variables físico-químicas

El **pH** del agua origen fue de 8,5 (agua mineral comercial) antes de entrar en contacto con el suelo, un día después de la inundación disminuyó a 7,7 en los tres tratamientos, pero se mantuvo en C (Fig.2B-4). Sin embargo, desde ese día aumentó progresivamente hasta que el suelo se secó. El pH final fue mayor al inicial en los tres tratamientos e inferior al del agua origen; mientras que en C, el valor final fue superior al del agua origen. En *s/u* se registraron mayores valores a los de *a* y *m*; se encontraron diferencias significativas entre *s/u-a* y *s/u-m* (test de t para muestras suponiendo varianzas iguales, $p: 0,02$

y p : 0,03 respectivamente), y no se encontraron diferencias significativas entre a y m (test de t para muestras suponiendo varianzas iguales, p : 0,83). Si bien el pH en los tres tratamientos y el C mostró una tendencia similar, los valores en C fueron marcadamente superiores a los tratamientos en todos los eventos de muestreo (Fig.2B-4). Las réplicas mostraron mayores desvíos hacia el final de la incubación (en la figura 2B-4 se muestra una única barra de desvío estandar para evitar el solapamiento).

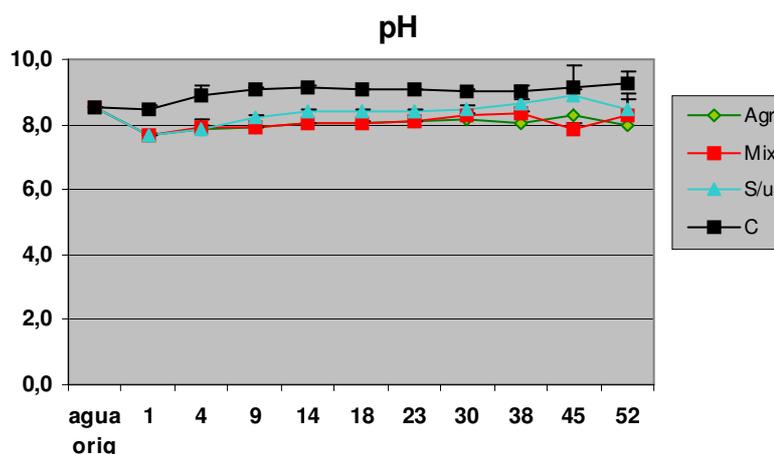


Figura 2B-4. pH en el agua de inundación en los tres tratamientos (agrícola, mixto y sin uso) y el control (C) durante los 52 días de inundación (1 DS).

La **conductividad** mostró un claro aumento desde el valor del agua origen ($809 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) hasta el final de la incubación, a los 52 días ($1953 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ en a , $1365 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ en m y $1141 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ en s/u) y con similar comportamiento de C. Los suelos a y m mostraron valores mayores a los de C, registrándose los mayores en a ; en s/u se registraron las más bajas conductividades (Fig.2B-5). La dispersión entre réplicas aumenta hacia el final.

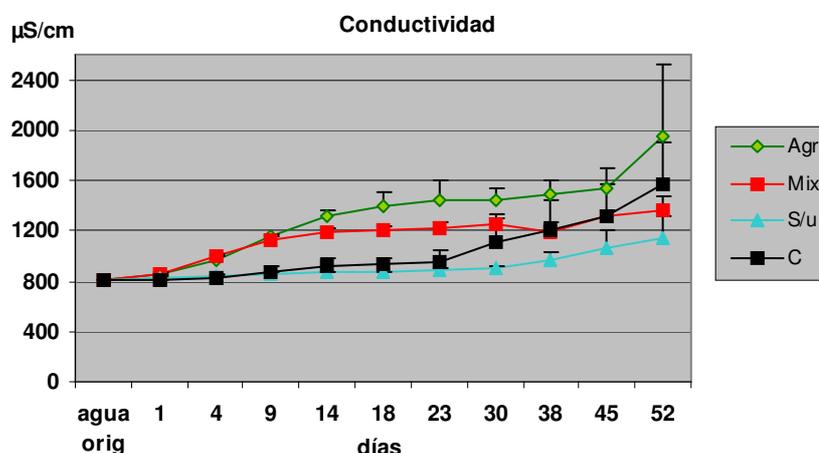


Figura 2B-5. Conductividad en el agua de inundación en los tres tratamientos (agrícola, mixto y sin uso) y el control (C) durante los 52 días de inundación (± 1 DS).

El **OD** (% saturación) en el agua mostró similar tendencia en los tres tratamientos pero con oscilaciones a medida que el agua se evaporaba. El OD disminuyó desde que se inició la inundación (media entre tratamientos_{1d}: 67,8%) hasta los 14 días (a_{14d} : 54%, m_{14d} : 55,2%, s/u_{14d} : 58,1%), y desde ese momento osciló con un rango de 51-81% para los tres tratamientos. (Fig.2B-6). Se registró un fuerte aumento el último día en m (81%). Las mayores concentraciones de OD se registraron en s/u y las menores en a , la mayoría de los días; en m se registraron valores intermedios.

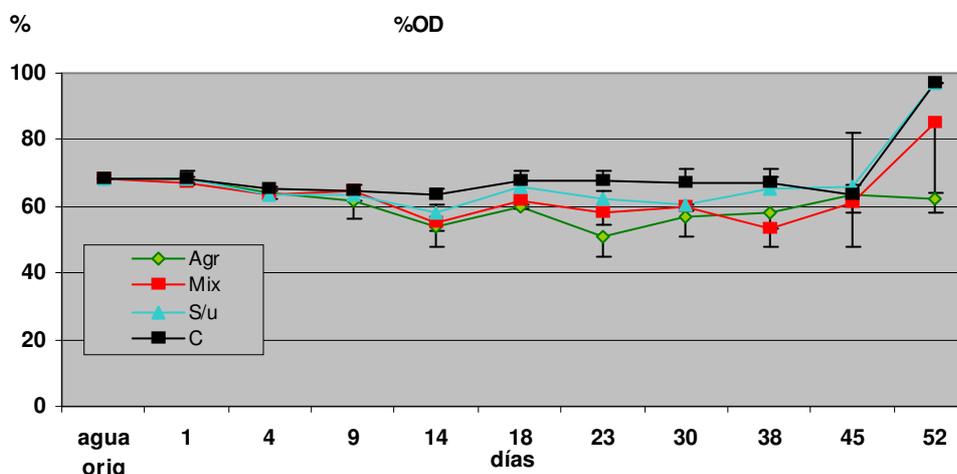


Figura 2B-6. Oxígeno disuelto (porcentaje de saturación) en el agua de inundación en los tres tratamientos (agrícola, mixto y sin uso) y el control (C) durante los 52 días de inundación (± 1 DS).

El rango de **turbidez** para todos los tratamientos fue de 0,3 – 26,9 NTU para los 52 días de incubación (sin tener en cuenta el agua origen). Aumentó levemente el primer día después de la inundación, acentuada en s/u , desde ahí mostró un leve aumento hasta los 30 días (Fig.2B-7). Desde ese momento hasta el final de la inundación, el aumento fue exponencial en los tres tratamientos. La desviación aumenta marcadamente en la etapa final (Fig.2B-7). En C la turbidez se mantuvo durante los 52 días casi sin variar y con valores muy bajos.

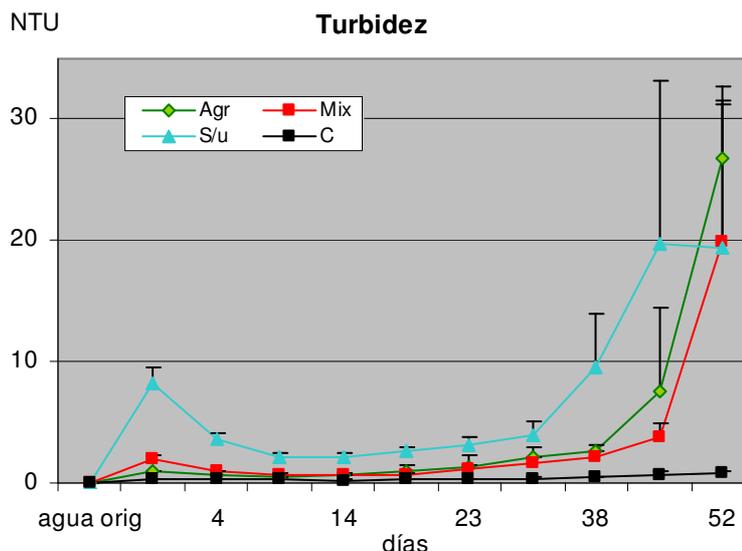


Figura 2B-7. Turbidez en el agua sobre el suelo en los tres tratamientos (agrícola, mixto y sin uso) y el control (C) durante los 52 días de inundación (± 1 DS).

La **Materia Orgánica Disuelta (DO 440)** mostró un claro aumento que fue lento hasta en la etapa inicial e intermedia (aproximadamente hasta los 30 días) y más rápido en la etapa final de la incubación (Fig.2B-8). El agua sobre el suelo *m* y *a* mostraron valores muy similares y describieron un aumento en el tiempo más rápido que el registrado para el tratamiento *s/u*. No se registraron cambios significativos en C durante los 52 días de incubación. Los datos de MOD mostraron una desviación muy baja que aumentó hacia el final de la incubación (Fig.2B-8).

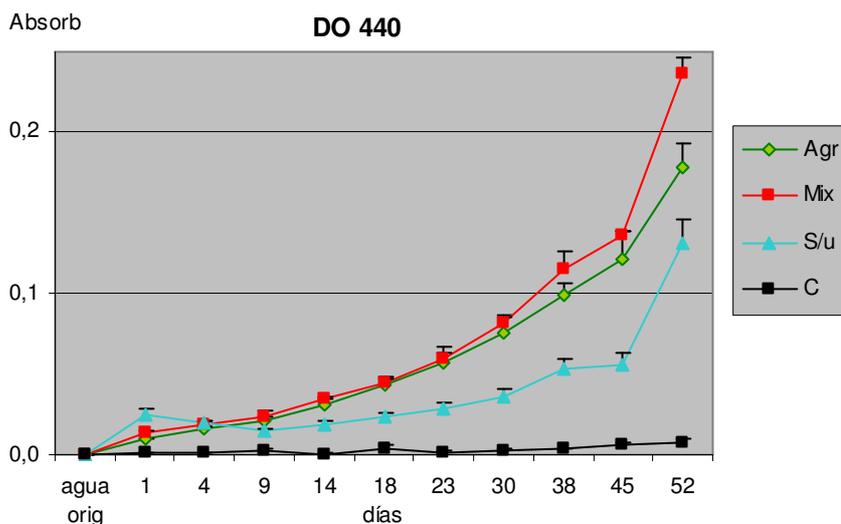


Figura 2B-8. Materia Orgánica Disuelta (medida indirectamente con lectura a 440nm) en el agua sobre el suelo en los tres tratamientos (agrícola, mixto y sin uso) y el control (C) durante los 52 días de inundación (± 1 DS).

La concentración de **Polifenoles Solubles** fue medida los días 18, 23, 38 y 45 en los tres tratamientos (*a*, *m* y *s/u*) y C para las tres réplicas (flechas en el gráfico de la figura 2B-9). Para los datos del resto de los días se utilizaron los datos de DO 440 que mostraron un ajuste muy significativo (r^2 : 0.94; $p < 0,01$; n : 24) con la concentración de los polifenoles medidos (Fig.2B-9).

El rango de concentración de polifenoles solubles en el agua para todos los tratamientos fue de 0,3 - 6,3 mg.l⁻¹.

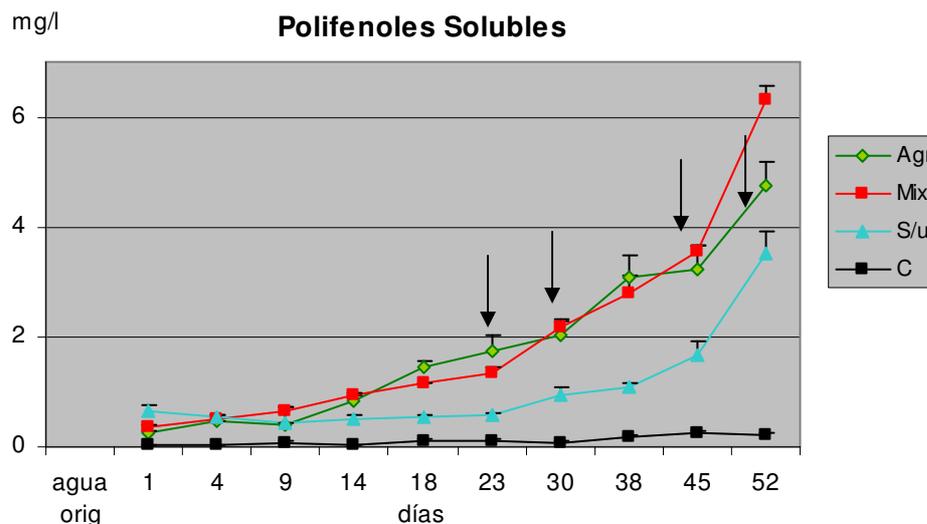


Figura 2B-9. Concentración de polifenoles solubles en el agua sobre el suelo en los tres tratamientos (agrícola, mixto y sin uso) y el control (C) durante los 52 días de inundación (± 1 DS). Las flechas indican los valores reales medidos.

El rango de concentración de **Nitratos y nitritos (NO₃⁻+NO₂⁻)** en al agua de inundación durante los 52 días para los tratamientos *a*, *m* y *s/u* fue de entre 969 - 5.398 µg.l⁻¹. La concentración en el agua origen fue de 1.560 µg.l⁻¹ (Fig.2B-10).

La tendencia en la concentración de NO₃⁻+NO₂⁻ en todos los tratamientos fue a aumentar hacia el final de la inundación (Fig.2B-10).

En *a* la concentración de NO₃⁻+NO₂⁻ en el agua aumentó claramente hasta el día 14 (5.345 µg.l⁻¹), se mantuvo casi invariable hasta los 30 días y disminuyó hasta el último día (3.101 µg.l⁻¹). También *m* mostró un claro y marcado aumento hasta los 14 días (5.099 µg.l⁻¹) y se mantuvo con pequeñas variaciones hasta el último día (5.066 µg.l⁻¹), excepto a los 38 días en que la concentración registró una disminución muy marcada (2.583 µg.l⁻¹). En *s/u* el comportamiento fue el más irregular de los tres pero también con la misma tendencia a aumentar hasta el día 52 (4.026µg.l⁻¹). Los análisis estadísticos realizados dieron diferencias significativas entre los tratamientos (ANOVA

bifactorial con repeticiones, $p < 0,001$, $n: 132$). Las réplicas mostraron muy baja desviación entre ellas (Fig. 2B-10).

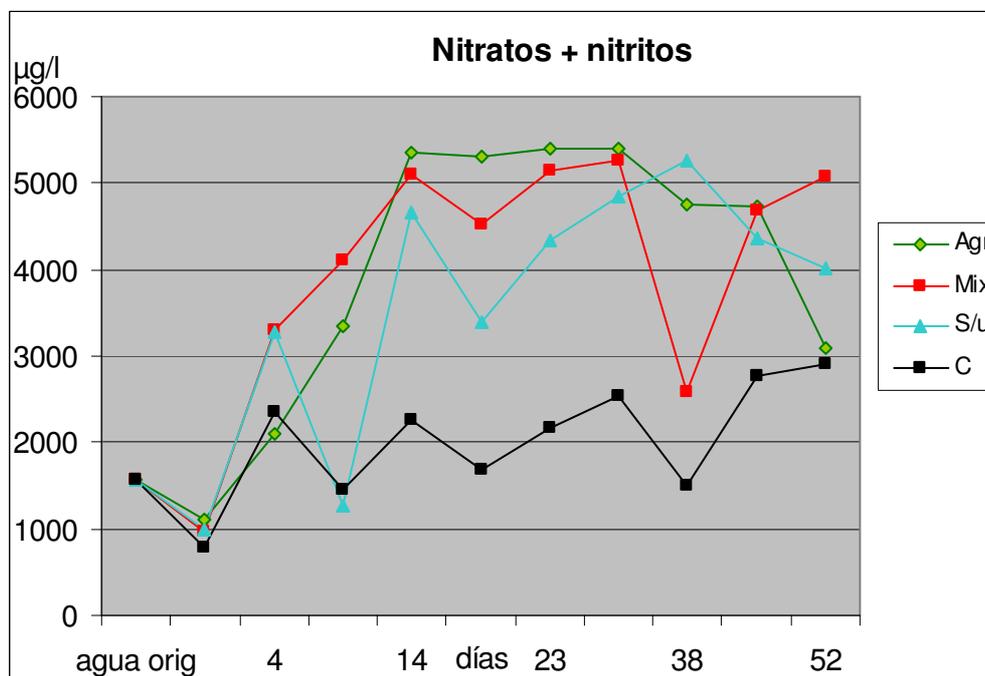


Figura 2B-10. Concentración de nitratos más nitritos en el agua sobre el suelo en los tres tratamientos (agrícola, mixto y sin uso) durante los 52 días de inundación (1 DS).

El **Amonio (NH_4^+)** mostró un rango para todos los tratamientos de 19 – 4.142 $\mu\text{g.l}^{-1}$. No se detectó NH_4^+ en el agua origen. La tendencia fue similar para todos los tratamientos, pero en distinta magnitud (Fig. 2B-11). En *m* se presentaron las mayores concentraciones para casi todo el periodo, en *s/u* las menores, y en *a* concentraciones intermedias y similares a *m*. El primer día aumentó en todos los tratamientos pero no se modificó en C (*a*: 459 $\mu\text{g.l}^{-1}$; *m*: 617 $\mu\text{g.l}^{-1}$; *s/u*: 411 $\mu\text{g.l}^{-1}$). La dinámica del NH_4^+ fue aumentar linealmente hasta los 18 días en *s/u* (1.406 $\mu\text{g.l}^{-1}$), hasta los 23 días en *m* (3.472 $\mu\text{g.l}^{-1}$) y hasta los 30 en *a* (3.922 $\mu\text{g.l}^{-1}$), y desde ese día disminuir hasta el final llegando a valores incluso menores al del primer día en *m* y *s/u* (182 y 296 $\mu\text{g.l}^{-1}$, respectivamente) (Fig. 2B-11).

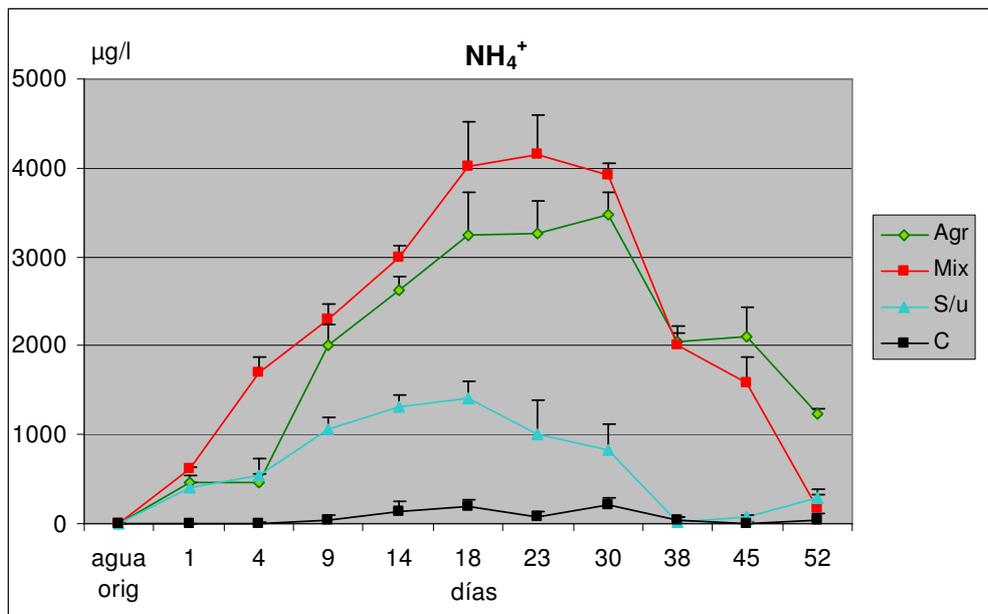


Figura 2B-11. Concentración de amonio (NH_4^+) en el agua sobre el suelo en los tres tratamientos (agrícola, mixto y sin uso) y el control (C) durante los 52 días de inundación (1 DS).

El **PRS** mostró un rango de 63,8 – 346,1 $\mu\text{g.l}^{-1}$ para todos los tratamientos. El agua origen presentó una concentración de 111 $\mu\text{g.l}^{-1}$. Todos los tratamientos mostraron una disminución hasta el día 9 llegando a valores muy similares al del agua origen e incluso levemente menor en *a* (*a*: 90,9 $\mu\text{g.l}^{-1}$; *m*: 118,3 $\mu\text{g.l}^{-1}$; *s/u*: 128,7 $\mu\text{g.l}^{-1}$) (Fig. 2B-12). Desde este día, el PRS registró un marcado aumento hasta el día 14 en los tratamientos *s/u* y *m*, el resto se mantuvo con oscilaciones (PRS_{14 d}: en *a*: 169,9 $\mu\text{g.l}^{-1}$; *m*: 273 $\mu\text{g.l}^{-1}$; *s/u*: 267,8 $\mu\text{g.l}^{-1}$). En *m* el PRS disminuye levemente desde el día 38 hasta el final de la incubación. En *s/u* se mantiene con algunas variaciones, sin embargo el desvío entre réplicas es muy alto en éste último tratamiento (*m*_{52 d}: 155,5 $\mu\text{g.l}^{-1}$; *s/u*_{52 d}: 346,1 $\mu\text{g.l}^{-1}$) (Fig. 2B-12).

Los suelos *m* y *s/u* fueron los que presentaron las mayores concentraciones en todo el periodo, el último día *a* registró el menor valor (Fig. 2B-12).

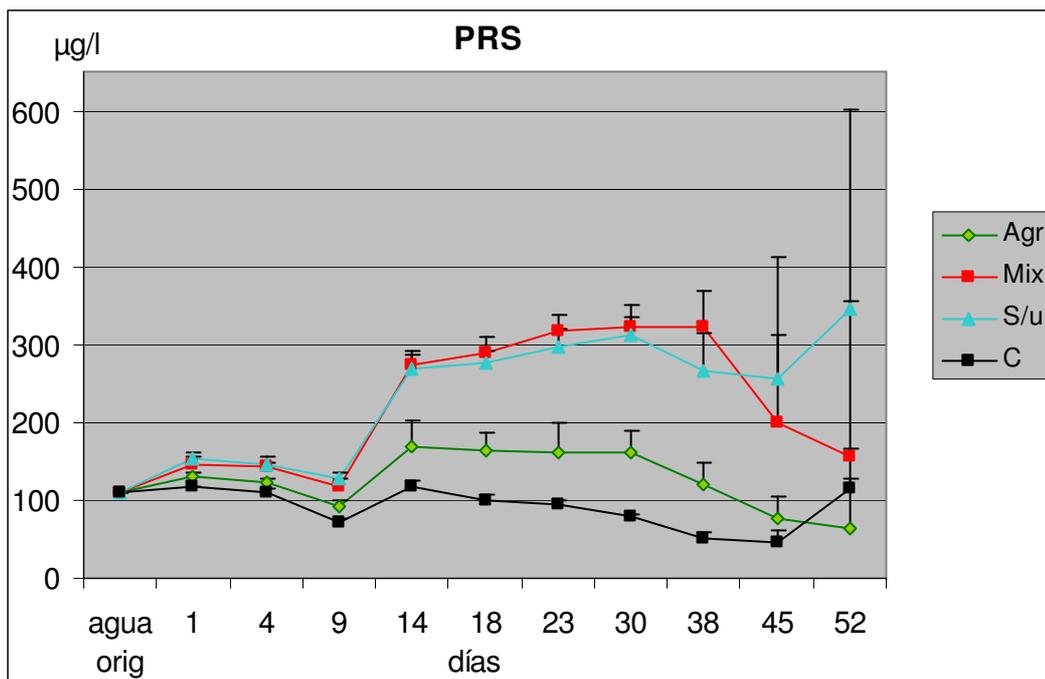


Figura 2B-12. Concentración de fósforo reactivo soluble (SRP) en el agua sobre el suelo en los tres tratamientos (agrícola, mixto y sin uso) y el control (C) durante los 52 días de inundación (1 DS).

B.3 Relación entre N y P disponibles (nitrato + nitrito, PRS y amonio)

Se registró correlación significativa para los valores de nitrato+nitrito y PRS en los tratamientos *s/u*; mientras que hubo correlación significativa entre las concentraciones de nitrato+nitrito y amonio en los tratamientos *a* y *m*, y por último, hubo correlación significativa entre PRS y amonio sólo en el suelo mixto. En todos los casos, para el análisis de correlación se trabajó con 11 observaciones (n: 11) (Fig.2B-13).

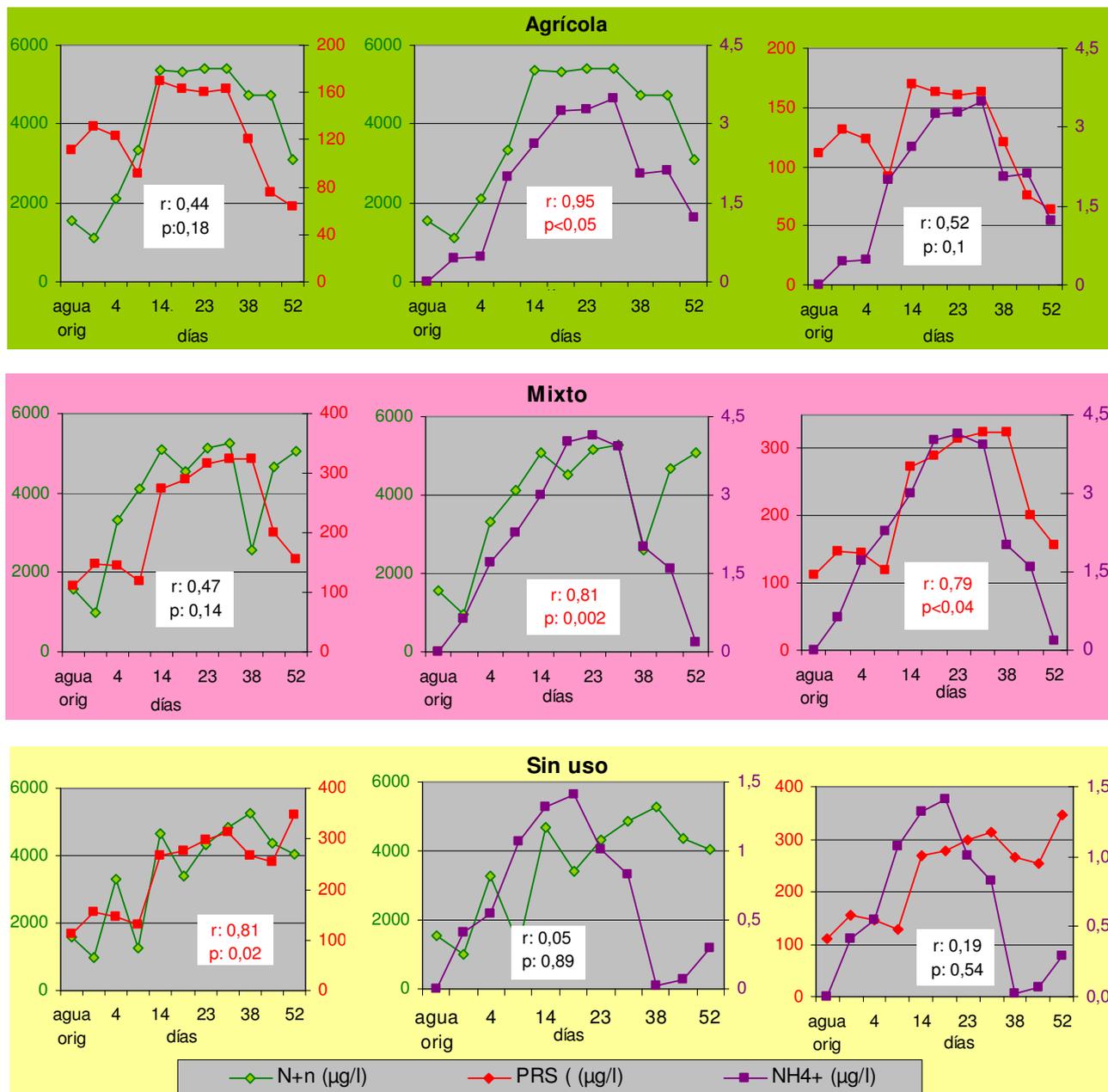


Figura 2B-13. Relación en la concentración de nitratos y nitritos ($N+n$), PRS y amonio (NH_4^+) en los tres tratamientos. Los valores se expresan en $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Se detalla coeficiente de correlación (r) y probabilidad (p), en rojo cuando fue significativa.

B.4 Comparación de la clorofila 'a' en el experimento de laboratorio y en la experiencia *in situ*

La concentración de clorofila 'a' en el agua de inundación en los experimentos de laboratorio durante 52 días fue marcadamente inferior a la registrada en el campo durante 60 días (Fig.2B-14). En la experiencia *in situ*, el rango de clorofila para todos los suelos fue $0 - 3.190\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (Sección IV.1.3.a.A.10). Con la inundación de 5 días, en *a* el rango fue de $0 - 87\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$,

y en el m $0 - 47\mu\text{g.l}^{-1}$. Con la inundación de 60 días, el máximo se alcanzó a los 45 días, en a con $886\mu\text{g.l}^{-1}$ y en m con $3.189,6 \mu\text{g.l}^{-1}$; en s/u , se registraron valores desde $15,5 \mu\text{g.l}^{-1}$ al inicio (3 días) y $331,8 \mu\text{g.l}^{-1}$ (60 días).

En el experimento los máximos se alcanzaron también hacia el final de la inundación en los tres tratamientos de suelo, y la tendencia general fue similar para los tres tratamientos (Fig. 2B-14). Sin embargo, pueden observarse varias diferencias. En la experiencia de laboratorio se registró un pico de clorofila en la etapa intermedia de la inundación -más pronunciado en m - que no se observó en la experiencia *in situ* (Fig. 2B-14). Además, los mayores valores de clorofila *in situ* se registraron en m , mientras que en el experimento de laboratorio, se registraron en a . Por otro lado, en laboratorio los valores iniciales de clorofila fueron elevados -más pronunciado en m -, que no fue tan evidente en los registros *in situ*.

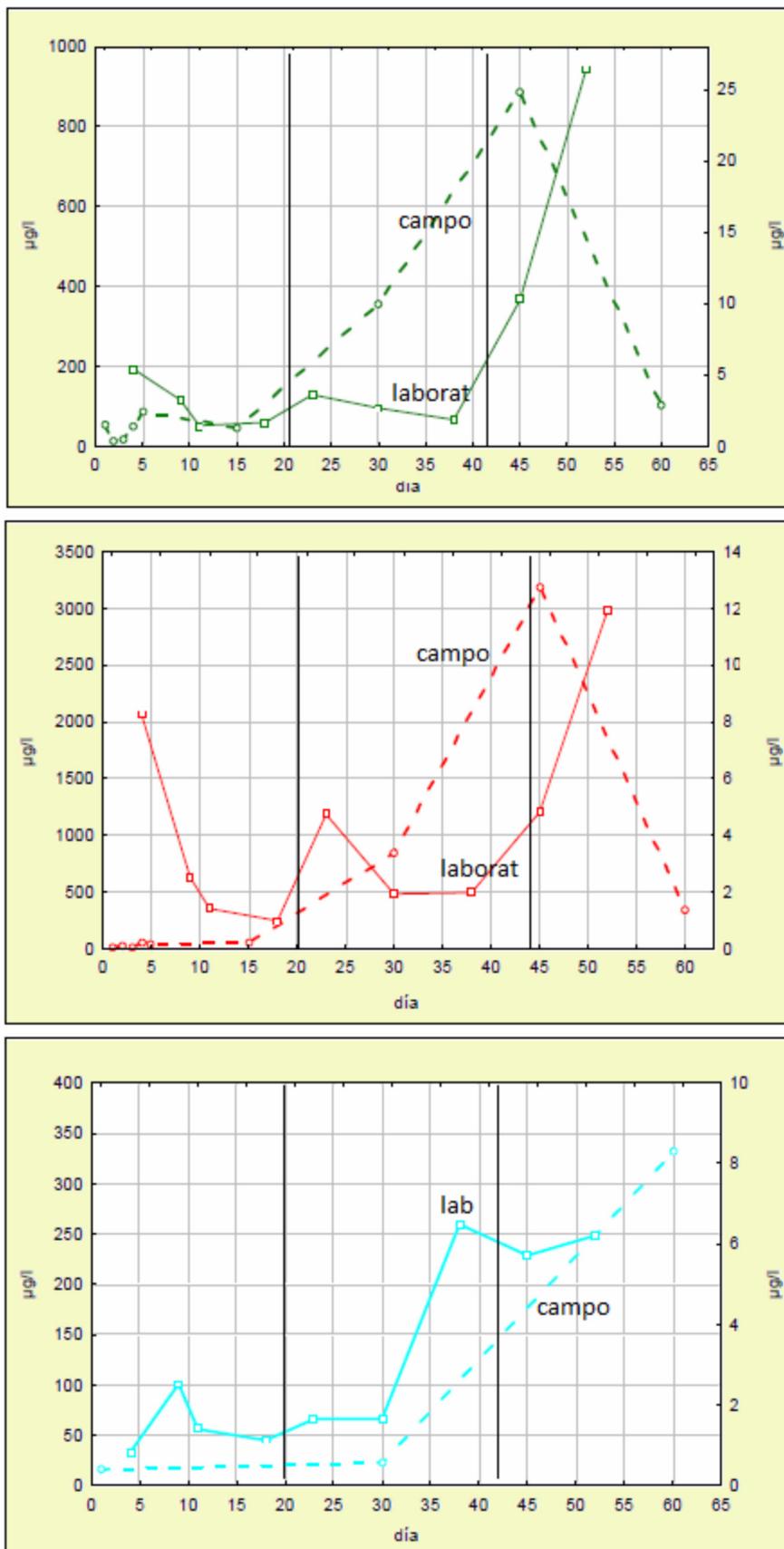


Figura 2B-14. Comparación en la concentración de clorofila 'a' en el agua de inundación en la experiencia *in situ* y la experiencia de laboratorio. El eje de ordenadas izquierdo corresponde a los valores de campo y eje derecho a los de la experiencia de laboratorio.

CAPITULO V. DISCUSION

V.1. Efectos de la inundación sobre el suelo y el agua

V.1.I Cambios en el suelo

A- pH

La inundación del suelo produce un aumento del pH en los suelos ácidos y disminuye el de los sódicos o calcáreos; por lo tanto, la inundación provoca que el pH de los suelos ácidos y alcalinos se aproxime a 7, (Ponnamperuma, 1972; De Datta, 1981; Reddy & DeLaune, 2008). En los suelos estudiados **antes** de la inundación el pH fue levemente ácido, aumentando hasta valores alcalinos hacia los 60 días, en la media loma el aumento fue más paulatino y más marcado en el bajo. El aumento del pH del suelo estaría relacionado con el aumento de OH⁻, por la reducción del hierro (Fe⁺³ a Fe⁺²) (Ponnamperuma, 1972, 1985). Sin embargo el pH del suelo **posterior a la inundación**, vuelve a descender con valores similares a los iniciales. Este efecto buffer de los suelos inundados sugiere que la tendencia hacia un pH neutro surge como resultado de reacciones oxido-reducción (Reddy & DeLaune, 2008).

B- Materia Orgánica

La materia orgánica (MO) es un parámetro directamente relacionado con la calidad edáfica, y su contenido y calidad influye por tanto en la productividad del suelo (Flaig, 1984; Neue, 1985). Los suelos estudiados están bien dotados de MO ya que corresponden a los molisoles y presentaban, **antes de la inundación**, elevados valores de MO (Rillo *et al*, 2006), sin diferencias estadísticamente significativas entre los distintos suelos aunque cabe destacar que el suelo con mayor MO edáfica fue el suelo sin uso, luego el suelo mixto y por último los agrícolas; y tampoco se registraron modificaciones significativas durante la inundación. Un breve período de inundación puede significar una modificación importante en el contenido de MO del suelo. Numerosos estudios en humedales muestran la acumulación de MO a lo largo de los años en estos

ambientes, como resultado de las condiciones anaeróbicas que en ellos se desarrollan (Ponnamperuma, 1972; Day, 1982), aunque, materiales orgánicos difíciles de mineralizar bajo condiciones aeróbicas pueden hacerlo más fácilmente en suelos inundados (Tusneem & Patrick, 1971; Shure *et al*, 1986; Reddy & DeLaune, 2008).

C- Contenido de C y N

El proceso de **mineralización** de N queda comprobado por la disminución de **MO en el suelo** al inicio del tratamiento y el aumento en el agua de nitrato y **polifenoles solubles**. Los procesos que regulan la descomposición de la MO están relacionados con el ciclo del C y el del N, porque ambos elementos son los constituyentes clave de la MO y los procesos y factores que controlan ambos ciclos son los mismos (Reddy & DeLaune, 2008).

Desde las dos semanas y hasta el final de la inundación, el contenido de C y N en el suelo se mantiene o aumenta levemente.

En todos los casos el contenido de C en el suelo post-tratamiento fue mayor con relación al valor en el suelo al inicio de la inundación en todos los tratamientos, mientras que el nitrato en el suelo fue menor luego de la inundación en todos los casos excepto en el bajo que aumento marcadamente. Estos dos hechos podrían estar indicando el consumo del nitrato y la formación de sustancias orgánicas.

V.1.II Cambios en el agua de inundación

a. Oxígeno disuelto

La dinámica del OD presentó variaciones entre tratamientos sobre un patrón básico semejante, los suelos que estuvieron inundados durante cinco días y los que estuvieron inundados dos meses, pero ambas situaciones permitieron reconstruir el comportamiento del OD para un período continuo de inundación (Sección IV.1.4.B.3, Fig. 2Q-16). El OD del agua descendió desde el primer día entre un 30 y un 45% y lo siguió haciendo hasta el quinto día (disminución del 55 – 78% del OD), debido al rápido consumo por los organismos aeróbicos, procesos químicos de oxidación y difusión entre el agua y el suelo

(Ponnamperuma, 1972, 1985; Tusneem & Patrick, 1971; De Datta, 1981; Roger, 1996; Mitsch & Gosselink, 2007). A partir de ese momento y considerando los suelos que permanecieron inundados por 60 días, la concentración de OD aumentó de forma exponencial hasta los 45 días, de la misma forma que lo hizo la abundancia algal en estos sitios, indicando que el proceso fotosintético de la comunidad microalgal desarrollada durante esos 45 días fue en ese momento la fuente principal de oxígeno en la columna de agua (Watanabe & Roger, 1985). Sin embargo, justamente debido a este efecto de la actividad fotosintética, debe considerarse que en los humedales, el nivel de oxígeno típicamente varía considerablemente dentro de las 24 horas, registrándose niveles de oxígeno cercanos a la saturación durante el día y aproximadamente un 20% menor durante la noche (Watanabe & Roger, 1985; Reddy & DeLaune, 2008). Los niveles comentados en este trabajo corresponden a mediciones durante horas de luz.

Sin embargo, a los 60 días se observó una marcada diferencia en el porcentaje de saturación de OD entre el bajo y la media loma. El oxígeno (% saturación) descendió en mayor proporción en el bajo que en la media loma, probablemente debido a que en el primero se registró mayor contenido de MO en el agua, así como una mayor biomasa vegetal inicial pudiéndose relacionar esto con la mayor descomposición y por lo tanto, consumo de OD, también indicado por los bajos valores de Eh (Banta & Mendoza, 1984). También debe considerarse que la media loma presentó una mayor biomasa de productores primarios liberando mayor oxígeno en la columna de agua.

b. pH

El pH del agua que inunda un suelo depende del pH del agua previo a la inundación, del pH del suelo, de la actividad algal, de la cobertura de plantas. Además, en presencia de algas, el pH del agua sufre fuertes fluctuaciones diarias, con un aumento en horas de luz y una disminución en las horas de oscuridad (Ponnamperuma, 1985; Watanabe & Roger, 1985; Reddy & DeLaune, 2008).

Los valores de pH del agua tuvieron una dinámica similar a la del suelo. La curva de pH del agua mostró gran similitud con la de OD, dado que la presión parcial de CO₂ y la de O₂ están inversamente relacionadas, el pH y la

concentración de O₂ estuvieron positivamente correlacionadas en el agua de inundación (Roger, 1996).

Dado que los protones (H⁺) dominan el sistema bajo condiciones reducidas, el pH disminuyó aproximadamente una unidad en los primeros cinco días.

El aumento de la actividad fotosintética produce un aumento del pH en el agua, y dado que en los suelos que permanecieron dos meses inundados, los organismos productores alcanzaron un alto desarrollo, fueron necesarios 30 días para que el pH llegue la neutralidad, que se mantuvo hasta el final del experimento. Este aumento está relacionado a la disminución relativa de la presión parcial de CO₂ por la actividad fotosintética de las algas (Baas Becking *et al.*, 1960; Reddy & DeLaune, 2008). Por el contrario, en los suelos que permanecieron cinco días inundados, el desarrollo de los productores primarios fue escaso, y el pH pareciera estar influenciado por cambios físico-químicos que ocurren en ese periodo pero no por la actividad fotosintética. En ellos el pH no llega a alcanzar la neutralidad.

Hacia el final del experimento, el pH del bajo resultó por debajo de la neutralidad incluso con un valor menor al inicial, mientras que en la media loma, si bien disminuyó con respecto al evento anterior, superó la neutralidad. Estas diferencias se relacionan a las características mencionadas previamente para el OD (MO, detritos, descomposición).

c. Potencial redox (Eh)

El Eh, OD y pH del agua muestran una fuerte correspondencia en los suelos evaluados, y esto se debe a que el Eh es una medida directa del nivel de aireación y de la actividad eléctrica de un ambiente, análoga a la medición de OD y al pH (que mide la actividad de los protones H⁺), respectivamente; y por lo tanto, la tasa de las reacciones oxido-reducción son función de estas variables. Por esto el Eh es un parámetro ambiental importante en el estudio de los ambientes inundados (Ponnamperuma, 1972, Reddy & DeLaune, 2008).

El rango característico de Eh de un suelo que permanece varias semanas sumergido es entre 200 y 0 mV, pudiendo alcanzar ocasionalmente valores negativos dependiendo de las características del suelo y el tiempo de inundación. Se considera que por debajo de 200mV (Ponnamperuma, 1972;

De Datta, 1981) - 300mV (Reddy & DeLaune, 2008) el suelo tiene características reductoras, y en el agua sobre el suelo, los valores son mayores (De Datta, 1981). Los valores de Eh registrados en el agua de inundación de los suelos estudiados de Valdés corresponden en general a los de un ambiente en estado moderadamente reducido, sin embargo, nunca fueron menores a cero.

Los diferentes periodos de anegamiento permitieron evaluar los cambios de Eh que produjo el disturbio de la inundación. Los resultados coinciden con los obtenidos por Ponnampereuma (1972) que sugiere una importante disminución del potencial redox del agua desde valores cercanos a 200mV -dependiendo del tipo de suelo según su uso- hasta valores que se aproximan a cero en los primeros cinco días, como se observó en las clausuras de la loma, coincidiendo con la disminución en la concentración del oxígeno disuelto, e indicando ambas variables que el efecto inmediato de la inundación es una muy rápida transformación del ambiente aeróbico en uno típicamente reductor (Hamilton *et al*, 1997).

El Eh disminuye acentuadamente durante la inundación y más aún en el bajo. Los suelos de las zonas más bajas están más tiempo saturados y por lo tanto con características reductoras, por lo que, luego de una inundación es esperable que las condiciones reductoras aparezcan más rápidamente en estos bajos que en sitios más altos, y mejor drenados (Zhang & Gong, 2003). La marcada disminución inicial, se debería a la liberación de sustancias reducidas y a la disminución del OD, además, la descomposición de la MO del suelo acelera esta disminución (Ponnampereuma, 1972).

Los aumentos de Eh en la ML llegando a valores cercanos a los de un ambiente típicamente oxidado, son producidos por el aumento de oxígeno en el medio coincidiendo con altas concentraciones de clorofila 'a' en el mismo momento (Thind & Rowell, 1999).

A los 60 días el Eh disminuye levemente en la media loma pero de forma más pronunciada en el bajo, debido a que en éste último los niveles de oxígeno son marcadamente menores.

La más rápida y marcada disminución del Eh se midió en el suelo de uso agrícola de la loma, donde fueron suficientes cinco días para producir ese descenso sin la posibilidad de la recuperación dado el escaso desarrollo de los productores primarios en ese periodo. En la media loma el consumo inicial de

oxígeno fue compensándose paulatinamente por el desarrollo algal, concluyendo el experimento con valores de Eh similares al inicial. En el bajo si bien el desarrollo algal fue similar o mayor a los 60 días que en la media loma, no alcanzó a compensar la tendencia del ambiente a la condición reductora que es más común en los sitios bajos (Zhang & Gong, 2003), probablemente por la mayor cantidad de MO que disminuyó el nivel de oxígeno en el agua.

d- Materia Orgánica

Los **polifenoles solubles** provienen de la descomposición de los detritos de las plantas terrestres que mueren en la inundación y de las sustancias orgánicas del suelo. A medida que el material vegetal detrítico se descompone libera sustancias disueltas al medio aumentando la concentración de los polifenoles solubles (Reddy & DeLaune 2008).

Se observó un aumento creciente de estos compuestos orgánicos en el tiempo. La liberación de polifenoles solubles durante los primeros días se produce a una tasa mayor y disminuye con el tiempo. Los datos de los niveles de estos polifenoles solubles parecerían indicar una alta tasa de liberación durante las dos primeras semanas, para disminuir la velocidad hasta los 45 días. Desde ese momento la tasa de aumento de la concentración de polifenoles solubles crece nuevamente, pero esta vez debido probablemente a que la columna de agua sobre el suelo en ese momento es menor por causa de la evaporación, lo que estaría concentrando estas sustancias y no debido a una mayor liberación.

También se registró el mismo efecto a través de la medición indirecta de la MO disuelta por **lectura a 440nm** de densidad óptica (DO 440), que está fuertemente relacionada a la liberación de polifenoles solubles, significando que la MO disuelta proveniente de los restos vegetales al agua está regida por la liberación de polifenoles solubles (Sección IV.1.2.B.7.i, Fig. 2Q-30 a -32), y por lo tanto que las plantas que quedan sumergidas después de la inundación, se descomponen rápidamente durante las primeras dos semanas. Esta variable es de gran importancia en cuanto a que la descomposición de los detritos vegetales y la consecuente liberación de sustancias nutritivas al medio podría ser un factor clave en estos ambientes (Tusneem & Patrick, 1971; Banta & Mendoza, 1984; Reddy & DeLaune, 2008).

En los suelos estudiados, el aporte de polifenoles solubles parece haber procedido tanto de la descomposición de la vegetación que quedó sumergida en la inundación como de los compuestos orgánicos mezclados con el resto del suelo, como lo indican los resultados de la experiencia de laboratorio con muestras de suelo sin vegetación, donde se produjo un aumento paulatino en la concentración de polifenoles solubles en el agua (sección 2B-2.B, fig. 2B-9).

El bajo fue el sitio que presentó mayores concentraciones de polifenoles relacionado a la mayor biomasa vegetal inicial.

La MOP se mantuvo con valores relativamente bajos hasta los 30 días y aumentó recién a partir de los 45 días, como indicador del aumento de descomposición así como también de la biomasa microalgal en el agua libre. El C orgánico está almacenado en un reservorio formado tanto por organismos vivos como muertos. Este almacén, que suele ser muy grande en este tipo de ambientes inundados con respecto a otros ecosistemas, provee una reserva de energía fundamental al sistema, liberada paulatinamente a través de la actividad catabólica de los descomponedores (Reddy & DeLaune, 2008). En el agua de inundación, la MOP mostró una estrecha relación con los polifenoles solubles y sólidos suspendidos en todos los tratamientos y sólo en algunos casos con la biomasa de microalgas, coincidiendo con Reddy & DeLaune (2008) que afirman que el mayor reservorio de MOP corresponde a los detritos vegetales sobre el suelo.

e- Fósforo

En base a la elevada concentración de PT en el agua de inundación registrada en todos los tratamientos, el nivel trófico respondió a un sistema eutrófico (Wetzel, 2001). Esto se debe, por un lado a la concentración de P del agua utilizada para inundar los suelos en la experiencia *in situ*, y del P del suelo (PT en los suelos estudiados: 451 – 778 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$). Las características químicas del agua de inundación van a depender en principio del agua que inunda así como de las características del suelo (Watanabe & Roger, 1985). En los suelos con uso agrícola y mixto el nivel de PT fue mayor, excepto para el suelo de uso agrícola en la media loma, con un valor muy inferior; mientras que en el suelo sin uso fue intermedio entre los anteriores. **La diferencia entre el suelo sin uso y los de uso agro-ganadero** en el

contenido de PT del suelo, no fue tan marcada probablemente debido a que al corresponder el primero a una zona deprimida, el P pudo haberse acumulado por escorrentía superficial desde zonas más elevadas (Sharpley *et al*, 1995; Reddy & DeLaune, 2008), por otro lado, al no haber actividad agrícola, no hay exportación de P del sistema.

Si bien tanto el suelo como el agua presentaron (antes de la inundación) elevados niveles de P, para **un mismo volumen de suelo y agua, la concentración fue notablemente mayor en el primero.**

Los valores de PT fueron similares a los citados para la zona (Morrás, 1999).

Durante la inundación, los valores de PT edáfico disminuyeron (10-49%) mientras que en el agua, la fracción de P biodisponible (PRS) registró entre el primer y tercer día un aumento mayor al 100 %, indicando que la difusión de P se produce rápidamente desde el suelo al agua cuando ocurre la inundación. Cuando el suelo sufre el disturbio de la inundación, las fases sólida y líquida del suelo se mezclan y el P se transfiere desde el suelo al agua de inundación (Watanabe & Roger, 1985). La mayor parte del P incorporado a la columna de agua corresponde a la fracción de P disponible (PRS) (Watanabe & Roger, *op cit*; Gilliam *et al*, 1999; Pant & Reddy, 2003). El **aumento de P disponible** en el agua es típico en estos ambientes inundados y una de las causas puede ser la reducción que sufren ciertos elementos como el Fe y Mn, que en estado oxidado forman compuestos con el P, y que con la inundación y consecuente disminución del potencial redox, se reducen y lo liberan (De Datta, 1981; Hossner & Baker, 1988, Chacón *et al*, 2005; Sharpley *et al*, 1995; Pant & Reddy, 2003).

Esta rápida incorporación de P desde el suelo y el marcado aumento de éste en el agua **un día después de la inundación** tiene **incidencia directa en aquellos cuerpos de agua asociados** a una planicie de inundación con uso agropecuario que reciben agua por escorrentía superficial (Carpenter *et al*, 1998; Svendsen & Kronvang, 1993; Svendsen *et al*, 1995; Schulz *et al*, 2001; Brazier *et al*, 2004; Jordan *et al*, 2004; Gabellone *et al*, 2005).

La incorporación de P al agua no estuvo directamente relacionada a la concentración previa de PT en el suelo, revelando que los distintos suelos presentan distintas proporciones de P disponible antes de la inundación. Estos resultados coinciden con los de Ponnamperuma (1985) indicando que el nivel de P en el suelo aeróbico no provee un índice

satisfactorio de la disponibilidad de P luego de una inundación, y que si bien un suelo puede tener elevados niveles de P antes de la inundación, dependerá en qué forma se encuentre para que la biodisponibilidad durante la inundación sea elevada.

La **disminución del PT en el suelo después de un día de inundación**, fue mayor en los suelos con mayor concentración previa de P, indicando que la difusión se produjo más rápido cuanto mayor es la diferencia de concentración de P entre el suelo y el agua (Fig. V-1).

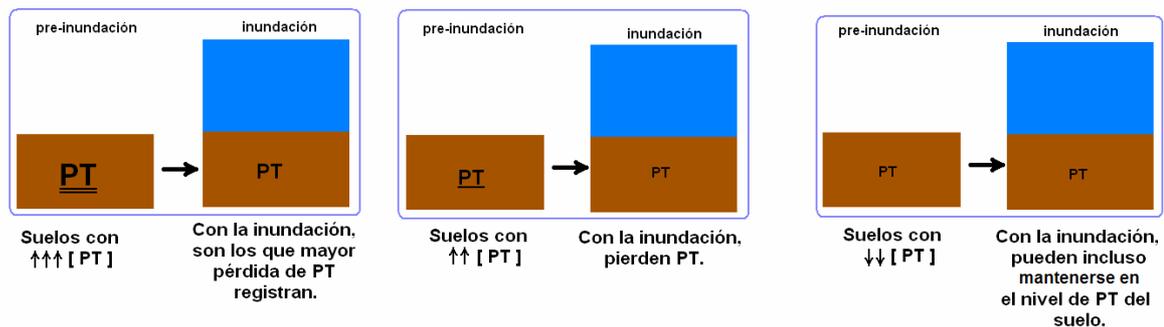


Figura V-1. Esquema de la pérdida de PT que sufre el suelo luego de los primeros días de inundación. En tres casos con distinta concentración previa de PT edáfico.

En el experimento de **cinco días de inundación**, la concentración de PRS en el agua no sufrió cambios drásticos durante el resto de la inundación; sin embargo, en el caso del **suelo que permaneció dos meses inundado** la concentración de PRS en el agua fue elevada al inicio de la inundación y disminuyó marcadamente desde los 15 días relacionado al rápido consumo por los productores primarios que registran un alto desarrollo desde ese momento (Newman *et al*, 2004). A partir de los 30 días y hasta el final de la inundación, el PT en el agua aumentó un orden de magnitud en la media loma, pero la fracción disponible se mantuvo en valores mínimos desde los 15 días y más del 85% del P del agua correspondía a P orgánico. Esto indica por un lado que el P inorgánico liberado al agua al comienzo de la inundación fue asimilado por los microorganismos (tanto del perifiton como los del agua libre) durante el periodo de anegamiento y por otro lado, que la descomposición de los detritos de las plantas que permanecieron sumergidas durante la inundación y de la materia orgánica en general que había en el sistema antes de la inundación, representan una fuente importante de nutrientes de liberación lenta durante la inundación (Reddy & DeLaune, 2008; Banta & Mendoza, 1984), coincidiendo un mayor nivel de PO del agua

en el suelo con mayor biomasa vegetal y MO edáfica antes de la inundación. Además, se conoce que con la muerte de las plantas por la inundación, sus tejidos liberan una importante cantidad de nutrientes rápidamente al medio acuático (Watanabe & Roger, 1985; Reddy & DeLaune, 2008).

En los suelos expuestos a una inundación de **cinco días, el P inorgánico** tuvo una importante representatividad, mientras que en los que estuvieron inundados **dos meses**, el PT estuvo representado desde los 30 días mayoritariamente por la **fracción orgánica** (principalmente debido a sus incorporación a los organismos), y a los 60 días casi un 90% del PT correspondió a la fracción orgánica en los suelos agro-ganaderos, y casi un 80% en el suelo sin uso. Los suelos con mayor cantidad de biomasa vegetal sumergida fueron los que presentaron los mayores valores absolutos de P orgánico, tanto para los de cinco como los de 60 días de inundación.

El **perifiton** (comunidad de microorganismos acuáticos asociados a un sustrato) juega un papel muy importante en la remoción de nutrientes limitantes como el P de la columna de agua, y alcanza un alto grado de desarrollo bajo concentraciones relativamente bajas (Scinto & Reddy, 2003; Newman *et al*, 2004). Esta asimilación de P que produce en la columna de agua una fuerte disminución del PRS y un aumento de P orgánico por la descomposición de los detritos, resalta la importancia que tiene la actividad biológica en el ciclo del P cuando la inundación permanece entre dos y cuatro semanas. La comunidad de fitoepifiton (productores del perifiton), adquiere P tanto de la columna de agua como de los tejidos de la planta sobre la que está asociada (Reddy & DeLaune, 2008). Aún cuando la concentración de P en el agua de inundación es elevada, algunos nutrientes se obtienen de la planta a la cual se asocia el fitoepifiton, simplemente porque la difusión dentro de la compleja comunidad epifítica es muy baja para cumplir con las demandas de P (Wetzel, 1993). Por lo tanto, los microorganismos juegan un papel esencial en la retención del P en estos ambientes inundados resultando en una alta productividad primaria, y una vez que el P entra al sistema detritos-comunidad microalgal, hay una alta probabilidad de que el P sea retenido y reciclado en el agua (Reddy & DeLaune, 2008).

La correlación encontrada entre la concentración de PT y clorofila 'a' obtenidos en estos suelos coinciden con Reddy y DeLaune (2008) que

afirman que existe una estrecha relación entre ambas variables en los humedales. Sin embargo, no ocurrió lo mismo cuando la inundación fue menor a una semana, indicando que cinco días de inundación no representan suficiente tiempo para que el desarrollo de la comunidad microalgal explique la dinámica de P del sistema.

Sin incidir el tiempo que el suelo permaneció inundado, **cuando** la evaporación redujo totalmente la columna de agua y **el suelo finalmente se seca, el P del agua es reincorporado al suelo, en forma de P orgánico**, proveniente por un lado de los microorganismos y por otro como resultado de la descomposición del material vegetal que quedó sumergido en la inundación (coincidiendo con los resultados de la experiencia de laboratorio que muestran que en estos suelos a los 60 días, se perdió por descomposición un 50% del peso original del material vegetal (Sección IV.2.A, fig. 2a-4).

Sin embargo el **contenido de P en el suelo luego de la inundación**, es menor al previo a la inundación, con una disminución máxima de 30%, tanto en la situación de corta inundación como en la de dos meses de duración. La pérdida fue inversamente proporcional a la concentración inicial, es decir que los suelos con mayores concentraciones de PT edáfico inicial perdieron por efecto de la inundación más PT que los de menores concentraciones, e incluso se registró un leve aumento en un único caso en el cual el suelo presentaba la menor concentración de P previo al tratamiento.

La **disminución de P en el suelo superficial con respecto a la concentración antes de la inundación**, se debió posiblemente a su incorporación a la **biomasa de los microorganismos acuáticos** y que al secarse el suelo permanecen sobre este formando una **película de organismos** con alto contenido de P (que no se incluía en la muestra de suelo en la que se analizaba el PT) (Qualls & Richardson, 2000). Parte del P perdido del suelo, también se deba posiblemente a la lixiviación hacia zonas más profundas del perfil en suelos inundados (Reddy & DeLaune, 2008).

Por lo tanto si bien el suelo presenta un menor contenido de P con respecto al contenido antes de la inundación, la **película orgánica** que queda sobre el suelo contendrá al menos una parte del P perdido. Asimismo, también estará formando parte de esa película orgánica la MO proveniente de los detritos vegetales, y en forma más fácilmente degradable (lábil) que antes de la inundación. Esto estaría indicando la función de filtro de la planicie de

inundación en la retención de P y también de N por inmovilización microbológica mejorando la calidad de agua de la que percola hacia aguas abajo (Walbridge, 1993). La transformación de formas inorgánicas de estos elementos en formas orgánicas en estos ambientes reducen efectivamente el riesgo de eutrofización de ambientes aguas abajo (Lockaby & Walbridge, 1998).

En el caso que el agua se evapore en el mismo sitio y la biomasa de los microorganismos permanezca en el mismo suelo, el P se reciclará en el mismo sistema sin sufrir probables pérdidas (si bien en este estudio no se cuantificaron las distintas fracciones de P en el suelo, sería importante conocerlas en el momento previo y posterior a la inundación, así como también el contenido de P en los microorganismos y en los detritos vegetales, además en el suelo profundo para comprobar la posible percolación).

Teniendo en cuenta lo dicho anteriormente, **en el caso que el agua escurra** hacia zonas bajas tanto en la inundación de corta duración como la de mayor duración, el P será exportado del suelo hacia los cuerpos de agua asociados de la planicie de inundación, significando una **pérdida neta de P por parte de los suelos y un aumento en el cuerpo de agua receptor**, tanto de P como de MO y también microorganismos, con las consecuencias negativas que el aumento de MO y especies alóctonas producen en un nuevo cuerpo de agua (Carlton & Wetzel, 1988; Gabellone *et al*, 2005).

Teniendo en cuenta que la biomasa de los microorganismos es lábil y que la mineralización en condiciones aeróbicas es más rápida, la gran cantidad de P orgánico acumulado durante la inundación será rápidamente mineralizado (Giuffre *et al*, 1998). Bajo estas condiciones parte del P se unirá nuevamente al Fe^{+3} formando fosfato férrico (FePO_4) mientras que otra parte quedará en la solución de agua intersticial (Hossner & Baker, 1988; Chacón *et al*, 2005; Reddy & DeLaune, 2008).

f- Nitrógeno

El suelo **sin uso del bajo**, presentó **la mayor concentración de nitrato** ($2.260 \mu\text{g.g}^{-1}$), unas cinco veces superior al resto de los suelos, que mostraron concentraciones muy similares entre ellos (promedio $424 \mu\text{g.g}^{-1}$). Este hecho parece deberse tanto a la pendiente que provoca la acumulación de

compuestos solubles por escurrimiento superficial desde las zonas más altas, más aún si se tiene en cuenta que éste sitio presenta las texturas más finas, disminuyendo la velocidad de percolación hacia zonas más profundas del perfil, y por otro a que en el suelo sin uso no hay exportación de N por cosecha de biomasa.

El rápido aumento de nitrato en el agua al inicio de la inundación tendría, de la misma forma que fue resaltado para el PRS, **incidencia directa en aquellos cuerpos de agua asociados** a la planicie de inundación con uso agropecuario que reciben agua por escorrentía. La dinámica de ambos iones del agua mostró una alta correlación en la media loma y en el bajo.

El aumento de **amonio** en el suelo al inicio de la inundación indicaría la rapidez en el proceso de mineralización de la MO edáfica, mientras que su disminución en el agua y el aumento de nitrato durante el resto de los primeros días (2-5 días), indicarían nitrificación. Sin embargo, su concentración fue más de dos órdenes de magnitud inferior a la del nitrato.

A medida que la MO se descompone, el N orgánico libera amonio, y la tendencia del **amonio** en el agua es aumentar durante el resto de la inundación (De Datta, 1985; Reddy & DeLaune, 2008).

Con la inundación, el consumo biológico de oxígeno **en el suelo** es rápido, estableciéndose **durante los primeros días condiciones reductoras** típicas de los suelos sumergidos. Como respuesta a esta condición en los primeros cinco días de la inundación, la mineralización del N no continua más allá del amonio y el proceso de nitrificación se ve disminuido, provocando en el suelo la **acumulación de amonio por un lado, y la disminución del nitrato** por otro (Ponnamperuma, 1972 1985; Tusneem & Patrick, 1971; Gillam *et al*, 1999; Reddy & DeLaune, 2008). Bajo estas condiciones, en las zonas anaeróbicas del suelo sumergido, la pérdida de nitrato registrada a los 4 y 5 días de la inundación sería el resultado de un activo proceso de desnitrificación (Ponnamperuma, 1972; Nakasone *et al*, 2004; Quaíni *et al*, 2008; Reddy & DeLaune, 2008; Espinoza, 2009). Asimismo, podría estar ocurriendo percolación de nitrato hacia zonas más profundas del perfil (Reddy & DeLaune, 2008).

En el agua, la concentración de **nitrato** registró un aumento hasta el tercer día pero desde ese momento hasta el quinto día, la disminución del OD que se

produjo desde el inicio de la inundación, resultó en una **disminución en la nitrificación**, indicado por un aumento simultáneo del amonio (Tusneem & Patrick, 1988; Gilliam *et al*, 1999).

Por otro lado, con **la inundación más prolongada**, el nitrato del agua disminuyó marcadamente a los 15 días y desde ahí se mantuvo en valores muy bajos relacionado estrechamente al consumo por los **microorganismos productores** que registraron un gran desarrollo desde ese momento hasta el final de la inundación y que coincidió también con la **drástica disminución de PRS en el mismo momento. A su vez, con el auge de los productores, el nivel de OD aumentó marcadamente en la columna de agua**. Bajo estas condiciones, la nitrificación podría estar ocurriendo en el agua aunque la concentración de nitrato se mantuvo en niveles mínimos por el gran consumo por parte de los productores.

En la **inundación de pocos días**, si bien se registran microorganismos productores que aumentan en abundancia hacia el final de la inundación, su demanda de N no explica la dinámica de nitrato en el agua como ocurre en la inundación de mayor tiempo, donde el gran desarrollo de los productores provoca una alta demanda de nutrientes, resultando en una disminución de nitrato, amonio y PRS en el agua. A los 45 días, con la disminución en la abundancia de las microalgas se produce un aumento en la concentración de ambas formas de N y de PRS (Fig.V-9). Esto también queda comprobado con la correlación significativa encontrada para las concentraciones de nitrato y amonio en el agua con la biomasa (clorofila 'a') tanto de las microalgas del agua libre como del perifiton.

Luego de la inundación, cuando la columna de agua se evapora totalmente y **el suelo** vuelve a su estado oxidado, la concentración de nitrato aumenta en todos los suelos con respecto al contenido previo a la inundación, resultando en un balance positivo de N en el suelo sin uso del bajo, negativo en los suelos de uso mixto y sin registrar cambios netos de N en los suelos de uso agrícola.

El efecto de una corta inundación produjo en el suelo posterior a la inundación, un aumento de entre 4-5 veces en la concentración de nitratos, mientras que en los suelos que permanecieron dos meses inundados, el aumento fue mucho menor (25%).

El agua sobre el suelo registró una disminución de OD durante los primeros cinco días de la inundación, pero desde las dos semanas los niveles

aumentaron transformándolo en un ambiente aeróbico durante el resto de la inundación; **por otro lado, el suelo** presentó a las pocas horas de estar inundado condiciones anaeróbicas, indicado por el aumento de amonio y disminución de nitrato característicos en estos ambientes ya que la nitrificación se ve frenada por la disminución del OD (Tusneem & Patrick, 1971; Ponnampereuma, 1972; Mitsch & Gosselink, 2007; Gilliam *et al*, 1999; Chaneton, 2006). Durante el resto de la inundación de larga duración, la tendencia en aumento del amonio en el suelo estaría indicando la permanencia del estado anaeróbico del suelo, sin embargo, también se registró aumento de nitrato edáfico seguido del aumento en la columna de agua.

El **balance neto** entre los procesos de transformación de N (asimilación, desnitrificación, nitrificación, mineralización, fijación) resultará en un aumento o disminución del N en el sistema suelo-agua (Alvarez, 2006). Debe tenerse en cuenta que si bien no se realizaron análisis del contenido de N en los detritos vegetales, el desbalance del nitrato entre el suelo antes y después de la inundación se deba probablemente a la incorporación desde estos restos vegetales.

En la **media loma** después de los dos meses de inundación el menor aumento de nitrato en el suelo con respecto a la loma (5 días de inundación), parece explicarse por el consumo y asimilación de los microorganismos que mostraron un gran desarrollo desde las dos semanas hasta el final de la inundación. Por otro lado, con un mismo tiempo de permanencia del agua, fue el sector del **bajo sin uso**, el que registró el mayor aumento de nitrato en el suelo. Este elevado aumento coincide con una elevada concentración de nitrato en el agua hacia el final de la inundación. Coincidiendo con el sitio donde se registró el mayor nivel de MO edáfica y biomasa vegetal antes de la inundación y donde se registró la mayor disminución de MO indicando un activo proceso de **mineralización**. La MO del suelo representa la principal fuente de N en estos ambientes inundados (Reddy & DeLaune, 2008). A esto, se adicionó **la fijación de N** indicada por una elevada densidad de *Anabaena* sp y *Nodularia spumigena*, cianobacterias fijadoras de N en el agua libre así como de *Nostoc* sp y *Nodularia* sp del perifiton, al final de la inundación. Su aparición se relaciona a la baja concentración de nitrato y también a las mayores temperaturas en la etapa final de la inundación (Roger, 1996). La fijación biológica de N es uno de los mecanismos relacionados a la fertilidad

del suelo que típicamente tiene lugar en ambientes inundados (De Datta, 1981; Watanabe & Roger, 1985). En arrozales la fertilidad a largo plazo del suelo inundado se mantiene por la fijación de N atmosférico llevada a cabo por los microorganismos (Ladha *et al*, 1997). También se registraron valores muy elevados de PRS en el agua a los 60 días. En los sitios inundados por dos meses, hubo correlación entre la concentración de PRS y la del nitrato.

La importancia de estos hechos radica en **que sin importar el balance general de N edáfico, la cantidad de nitrato en el suelo después de la inundación siempre fue mayor al valor previo.**

Parte del **nitrato del agua**, parece deberse a la transformación de éste en **biomasa por asimilación del N** durante la inundación devolviéndolo al suelo en forma de N orgánico formando una película de MO que recubre el suelo superficial cuando éste se seca (que no se incluyó en la muestra de suelo analizada) (Roger, 1996). Sin embargo, la mayor pérdida de N del sistema detectada los primeros días de la inundación, donde el desarrollo de microorganismos no explicaba esa disminución, se infiere que haya sido por **desnitrificación** y percolación hacia niveles más profundos del perfil (Savant & De Datta, 1982; Ponnampereuma, 1985). Varios autores coinciden en que si bien la desnitrificación fuerte se produce aproximadamente entre las dos y las cuatro semanas de la inundación, su comienzo se puede producir a los pocos días del anegamiento si las condiciones lo permiten (Tusneem & Patrick, 1971; Ponnampereuma, 1972; Sainz Rozas *et al*, 2001, 2004). La **desnitrificación** se atribuye a la naturaleza parcialmente aeróbica de este ambiente, produciéndose nitrificación ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_3^-$) en el agua o microzonas aeróbicas en el suelo, y la desnitrificación en el suelo anaeróbico ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{N}_2$) (Tusneem & Patrick, 1971; Ponnampereuma, 1972; Reddy & DeLaune, 2008).

Teniendo en cuenta que la biomasa de los microorganismos que forman esa película representa MO de fácil descomposición bajo condiciones aeróbicas, la mineralización del N sería rápida cuando el suelo vuelva a su estado seco (Watanabe & Roger, 1985). Roger (1996) cita experiencias que comprueban que la biomasa microbiológica que se desarrolla en el agua que inunda un arrozal, es el principal canal de transferencia de nutrientes al cultivo, más aún en suelos inundados donde el desarrollo de la comunidad microbiológica acuática, especialmente las microalgas, suele ser muy alto.

Durante la inundación, las diferencias más importantes se deben a los **distintos tiempos de permanencia del agua** sobre el suelo. Cuando la inundación es prolongada, los organismos influyen directamente en las condiciones ambientales, y los niveles de N en el agua y en el suelo parecen estar regulados por ellos. Se produce aumento de N en el agua por mineralización de la MO, disminución de N por desnitrificación, consumo por parte de los productores y fijación de N atmosférico por cianobacterias fijadoras. Mientras que, cuando el tiempo de permanencia del agua sobre el suelo es menor a una semana, los procesos en el agua de pérdida de N por desnitrificación parecen comenzar a manifestarse hacia el final de la inundación y el escaso desarrollo de los organismos productores no alcanza a ejercer un control sobre las condiciones ambientales como en la inundación más prolongada, evidenciando que el sistema está recién en búsqueda del equilibrio luego del disturbio que produjo la inundación (Odum, 1969).

De esta forma, las diferencias encontradas entre el suelo que sufre una inundación por cinco días y aquellos en que la inundación tuvo una duración de dos meses, corresponden a dos estados en la sucesión de un ecosistema; en estado de desarrollo el primero y comenzando un estado maduro de la sucesión el segundo (Odum, 1969).

g- Descomposición del material vegetal sumergido

La descomposición de los detritos vegetales es un proceso crítico en los ecosistemas acuáticos (Pinna & Basset, 2004). El proceso de descomposición **permite que los nutrientes acumulados** en la biomasa vegetal muerta **recirculen** y que sean potencialmente reutilizables. Asimismo, la descomposición en suelos inundados resulta en una disminución importante de oxígeno así como cambios característicos del potencial redox, el pH y la disponibilidad de nutrientes (Neue, 1985)

En general, se observaron bajo condiciones de laboratorio, **dos etapas** en la descomposición del material vegetal sumergido, una etapa rápida hasta los 15 días aproximadamente y otra lenta hasta el final de la inundación. La tasa de descomposición disminuyó exponencialmente en la primera etapa y a continuación se hizo asintótica hasta los 120 días (Wider & Lang, 1982; Poi de Neiff *et al*, 2006). Sin embargo, el límite entre ambas etapas parecería estar

más precisamente entre los 5 y 15 días (periodo sin muestreo), coincidiendo con Muñoz Arboleda (2006) que estudiando ecosistemas terrestres encontró que la primera de las etapas de descomposición en condiciones aeróbicas finaliza la primera semana y la segunda etapa comienza en la segunda semana. Por otro lado, Li *et al* (2003) estudiando la mineralización de N en suelos inundados, encontraron una primera fase, de mineralización muy rápida que concluye con un abrupto decaimiento a los 14 días, y una segunda fase, en que la tasa de mineralización es muy baja y no registra cambios significativos hasta los 120 días de la incubación. El aumento acelerado en la descomposición en la primera etapa sería el resultado de la rápida liberación de compuestos solubles desde el material detrítico al agua, por descomposición de las fracciones más lábiles, y de esta forma permanece el material más recalcitrante a la descomposición. Otros autores relacionan la acelerada descomposición inicial con la disponibilidad de sustrato para la comunidad microbiana (Petersen & Cummins, 1974). Ese efecto es el que provoca que la descomposición en suelos que sufren frecuentes ciclos de inundación y secado sea tan elevada (Tusneem & Patrick, 1971).

La pérdida de material por descomposición fue mayor en los suelos que más tiempo permanecieron inundados. Sin embargo, la mayor pérdida de material vegetal en los experimentos se registró en las primeras 24 horas de la inundación, coincidiendo con otros autores para especies de plantas terrestres determinadas (Petersen & Cummins, 1974). La pérdida por descomposición con sólo un día de inundación alcanzó un promedio de **16%** del peso de los detritos en todos los suelos evaluados. Poco más del doble de pérdida de MO se registra recién a las dos semanas (33%). Desde ese momento, la descomposición se produce a una tasa mucho menor (Petersen & Cummins, 1974; Li *et al*, 2003), y se necesitan dos meses para que la descomposición reduzca el material detrítico a la mitad de su peso, y 4 meses para reducirlo casi al 20% de su peso original. Cabe destacar que en la segunda etapa de descomposición se observó entre los 90 y 120 días un aumento en la tasa de descomposición con relación al resto de la etapa, probablemente como resultado del establecimiento de una comunidad detrítica más organizada.

En las experiencias de campo, las variables medidas como indicadores de la descomposición de plantas (polifenoles solubles y DO 440) mostraron un

comportamiento muy similar a la dinámica de descomposición en la experiencia de laboratorio. En el campo, estas variables indicaron que la descomposición aumentó con el tiempo, y durante los primeros días se produjo a una tasa mayor que disminuyó con el tiempo. Durante las dos primeras semanas la liberación de estas sustancias orgánicas se produjo a una tasa elevada, que disminuyó hasta los 45 días, y desde ese momento aumentó nuevamente hasta los 60 días que duró la inundación. Estos datos coinciden con la dinámica del peso detrítico remanente que resultó de promediar los suelos agrícola, mixto y sin uso en la experiencia de laboratorio (Fig 2A-4).

Los polifenoles solubles son sustancias provenientes de la descomposición de las partes duras de las plantas terrestres cuando comienzan a descomponerse y de los restos vegetales enterrados en el suelo, con distintos niveles de descomposición (Reddy & DeLaune, 2008). Esto último pudo observarse en la segunda experiencia de laboratorio (sección IV.2.B) en la que el agua de inundación mostró un aumento creciente de polifenoles solubles y DO 440 durante los 52 días de la experiencia, sin adición de detritos ni otras formas de MO en el microcosmos, indicando que la incorporación de estas sustancias desde los restos vegetales del suelo no es inmediata.

Por otro lado, las concentraciones extraordinarias de los **polifenoles solubles**, un día después de la inundación en el experimento de descomposición de material vegetal, estarían indicando una elevada descomposición de las plantas el primer día de la inundación y aportes de compuestos orgánicos del suelo. Su concentración en la experiencia de laboratorio, superó con más de 13 veces a la encontrada en las experiencias en el campo.

Probablemente el secado previo de las plantas utilizadas en la experiencia de descomposición, haya facilitado la rápida liberación de polifenoles solubles al agua, registrándose los valores tan elevados ya un día después de la inundación. Asimismo, la elevada biomasa vegetal en proporción al microcosmos muy probablemente haya influido en el mismo aspecto. Teniendo en cuenta la función biocida de los polifenoles solubles, la elevada concentración registrada en la experiencia de laboratorio pudo haber afectado el proceso de descomposición. Sin embargo, los resultados coincidieron con los resultados de campo y con los descritos por otros autores para ambientes similares (Brinson, 1977; Day, 1982).

La elevada descomposición observada el primer día en condiciones de laboratorio para todos los tipos de suelo coincidió con el aumento de nitrato en el agua que se produjo el primer día de inundación en todos los tratamientos en el campo así como también con lo citado por otros autores que estudiaron la mineralización de N en suelos inundados (Li *et al*, 2003). La liberación de N inorgánico en la descomposición anaeróbica durante las primeras semanas es mayor en condiciones de inundación que bajo condiciones aeróbicas porque los organismos anaeróbicos utilizan menor cantidad de N para la descomposición de igual cantidad de MO (Neue, 1985).

La rápida pérdida de peso de los detritos sumergidos registrada luego de sólo un día de inundación, tiene incidencia directa en los cuerpos de agua asociados a una planicie de inundación. Más aún teniendo en cuenta las consecuencias inmediatas que el aumento de MO y de nutrientes producen en un cuerpo de agua, como son la marcada disminución de oxígeno, cambios del potencial redox, el pH y la disponibilidad de nutrientes.

Los suelos de uso mixto y agrícola expuestos a cinco días de inundación registraron diferencias importantes en las condiciones del medio, como nivel de OD y turbidez del agua; sin embargo la descomposición no mostró diferencias significativas entre ellos, indicando que el tiempo de inundación sería el factor determinante de la descomposición en suelos expuestos a una corta inundación a pesar de que estos mostraron características diferentes.

Con respecto a los suelos de uso mixto y agrícola expuestos a dos meses de inundación, si bien la pérdida de peso el primer y último día fue similar en ambos, la descomposición en ellos mostró algunas diferencias. En el suelo mixto, la mayor pérdida de peso por descomposición se registró a los 15 días, mientras que en el suelo agrícola fue a los 60. Estas diferencias probablemente se deban a la composición físico-química del material vegetal, más lábil en el suelo mixto, o quizá a una distinta composición de microorganismos descomponedores en ambos suelos, que aumentaron rápidamente la descomposición en el suelo mixto en la primera etapa de descomposición pero no en el suelo agrícola, en el cual la colonización habría sido más tardía registrándose la mayor descomposición en la etapa final; o ambos factores pudieron actuar al mismo tiempo.

El suelo sin uso que permaneció cuatro meses inundado, registró una disminución paulatina del material vegetal sumergido, lo que produjo una

reducción del 21% del material vegetal original al final de la inundación. Sin embargo, la similitud que mostró con la descomposición en la media loma en iguales momentos (1, 30 y 60 días), indicó nuevamente, que el tiempo de inundación fue el factor principal que influye en la descomposición, aún en suelos con distintas características.

Si bien el manejo del suelo no parece ser un factor tan importante como el tiempo de inundación, cabe destacar que la descomposición también está influenciada por otros factores como son la composición físico-química de las plantas, así como la composición de microorganismos descomponedores que muy probablemente difieran de acuerdo al tipo de suelo evaluado (Muñoz Arboleda, 2006; Petersen & Cummins, 1974) y también la tolerancia de estos organismos a las condiciones cambiantes características de un ambiente temporal (Petersen & Cummins, 1974; Pinna & Basset, 2004; Muñoz Arboleda, 2006). Teniendo en cuenta que una de las principales variables que afecta la descomposición es la temperatura (Li *et al*, 2003), se descartó en este experimento dado que se trabajó en condiciones fijas de temperatura (20°C).

V.2. Sucesión de microorganismos

I- Microorganismos productores del agua libre

Con el **disturbio** que produjo la inundación del suelo, el **número de especies pioneras que se registraron los primeros días fue el más bajo con relación al resto del periodo de inundación**. Sin embargo, ya en el inicio de la inundación se registraron representantes de los principales grupos algales que permanecieron en el resto de la sucesión (clorofitas, cianobacterias y diatomeas).

Dado que la mayoría de las **especies encontradas son típicas de ambientes acuáticos**, su presencia en el agua de inundación podría estar indicando su permanencia en el suelo en forma latente para desarrollarse en momentos de inundación, coincidiendo con varios autores que afirman que el **disturbio de la inundación es un elemento característico en la**

evolución del ecosistema de la pampa húmeda (Ameghino, 1884; Gabellone *et al*, 2003; Chaneton, 2006). En sistemas de alta fluctuación existen organismos adaptados a una u otra de las condiciones de inundación o de sequía; otras a persistir en ambas fases (Neiff, 1996; Casco, 2003) y que pueden depender de las condiciones cambiantes para continuar su ciclo de vida (Reddy & DeLaune, 2008). Muchas de las especies encontradas presentan adaptaciones a permanecer bajo condiciones de deshidrataciones intermitentes.

Asimismo, en el suelo en estado seco (sin inundar) habitan varias especies que conforman la comunidad perifítica del suelo y que probablemente **sea la fuente de inóculos que dá origen a parte de la comunidad microalgal del agua libre** (Becerra Absalón & Tavera, 2003) (discutido más detalladamente en la próxima sección).

La **diferencia en la complejidad** de la comunidad entre los suelos inundados cinco días y los que permanecen 60 días fue marcada, no sólo por una mayor densidad de individuos y riqueza de especies de los grupos encontrados en los primeros (Clorofitas, Cianobacterias y Diatomeas), sino también por la presencia de mayor número de grupos (Euglenofitas y Criptofitas). Asimismo, en los sitios inundados más tiempo se registraron ciertas **asociaciones de algas** no detectadas en los sitios inundados cinco días.

La **mayor riqueza** total de especies se encontró en el sitio que permaneció dos meses inundado de la media loma, sin embargo, el bajo que permaneció el mismo tiempo presentó menor riqueza incluso que el sitio inundado por sólo 5 días.

Los **grupos algales dominantes en riqueza** de especies fueron las clorofitas, luego las diatomeas y por último las cianobacterias, probablemente debido a que el agregado de fertilizantes nitrogenados al suelo generalmente favorece el crecimiento de algas eucariotas, resultando en una inhibición parcial o total de algas fijadoras de N (Roger, 1996). Los grupos minoritarios de euglenofitas y criptofitas fueron las que registraron la menor riqueza.

En relación a la **densidad**, el **grupo algal dominante** fue también el de las clorofitas, principalmente las filamentosas (ulotricales). Las diatomeas y cianobacterias co-dominaron alternativamente en la inundación.

Teniendo en cuenta que algunas clorofitas ulotricales se encuentran en suelos húmedos, y muchas otras fueron registradas por otros autores en aguas estancadas (Ramanathan, 1964) es esperable que estas sean un grupo dominante.

En la inundación de dos meses, en la **media loma**, a pesar que la densidad de microalgas fue marcadamente mayor en el suelo mixto con respecto al agrícola, esta variable en ambos sitios mostró un patrón similar en el tiempo, aumentando desde el inicio de la inundación, con las máximas densidades en etapas intermedias y disminuyendo marcadamente en las etapas finales. Por otro lado, a pesar de las diferencias en los valores absolutos de densidad de las microalgas entre el suelo agrícola y mixto y que la diferencia entre réplicas mostró un gran desvío, la riqueza específica y diversidad entre el suelo mixto y el agrícola siguieron un patrón notablemente similar a través del tiempo, en que la sucesión fue progresivamente más rica en especies. Por otro lado, también fue llamativa la similitud en la proporción de los distintos grupos encontrados durante la inundación; por último, la composición específica en ambos sitios tuvo poco más de la mitad de especies en común (teniendo en cuenta el periodo total de la inundación). Todo esto estaría indicando que variables como la riqueza específica y de grupos así como también la diversidad de la comunidad de microalgas del agua libre, reflejan una gran similitud entre suelos de igual topografía aún cuando el uso es diferente, mientras que los valores absolutos de densidad, estarían reflejando las diferencias en el uso del suelo, directamente relacionado al nivel de nutrientes en el agua.

En el **bajo**, tanto la abundancia como la riqueza de especies aumentaron desde la etapa inicial hasta el final de la inundación, y si bien permaneció inundado el mismo tiempo que la media loma, las variables de densidad y riqueza de microalgas mostraron un comportamiento claramente diferente entre las dos topografías. El bajo presentó una menor riqueza específica que la encontrada en la media loma, aún menor incluso que la registrada en el suelo inundado por cinco días pero con una abundancia marcadamente mayor en relación con este último, sin embargo, la proporción de especies de los distintos grupos taxonómicos fue muy similar a la de la media loma. Asimismo, el bajo y la media loma compartieron sólo un 35% de las especies encontradas en la media loma teniendo en cuenta los mismos tres eventos de

muestreo que el bajo, mientras que, teniendo en cuenta los mismos días, el suelo mixto y el agrícola compartieron más de un 80% de las especies de microalgas libres. Por otro lado, las densidades registradas en el bajo en relación a las de la media loma, fueron marcadamente menores, excepto únicamente el último día que superó con poco la densidad registrada en el sitio más productivo de la media loma, donde las densidades ya habían disminuido marcadamente, indicando que la comunidad de microalgas del agua libre en el bajo estuvo muy disminuida o controlada por la comunidad de consumidores primarios. Esta escasa densidad algal resulta en altos niveles de nutrientes en la columna de agua, en contraste con lo ocurrido en la media loma, donde las altas densidades de productores primarios ya desde etapas iniciales y medias conducen a una marcada disminución en la concentración de nitrato y PRS en el agua que se mantiene así hasta el final de la inundación.

Probablemente, y teniendo en cuenta que el nivel de OD en el suelo del bajo disminuyó marcadamente a los 60 días, que la MO fue superior en este ambiente, y que la biomasa de las microalgas del agua libre fue relativamente baja, podría tratarse de una **sucesión heterotrófica** con predominio del proceso de respiración, en contraste con lo observado en la media loma, donde los niveles de OD, la abundancia y biomasa de las microalgas del agua libre y la elevada riqueza de especies productoras resultó en una **sucesión típicamente autotrófica**, donde el predominio del proceso energético fue la fotosíntesis.

No se observó un aumento claro de la diversidad a través del tiempo en ninguno de los sitios, debido a que aunque el número de especies aumenta paulatinamente algunas son claramente dominantes y disminuyen el componente de equitabilidad del índice y por lo tanto el índice. En la loma aunque el número de especies es muy bajo la equitabilidad llega a ser muy alta resultando en un aumento del índice.

La **loma** se caracterizó por la naturaleza efímera de las poblaciones de algas, ya que, con excepción de una única especie, presentaron una permanencia muy limitada, aunque la diversidad fue alta debido a una elevada riqueza, no estaban dadas las condiciones para el aumento de la densidad poblacional como ocurrió a los 15 días en los sitios de mayor permanencia del agua. La complejidad de las comunidades de microalgas libres que se observó en la loma fue muy baja, las diferencias entre el suelo mixto y el agrícola

fueron marcadas así como también, la dispersión entre réplicas. Sin embargo y de igual forma que ocurrió en la media loma, la riqueza específica entre el suelo mixto y el agrícola fueron notablemente similares. Esto se debe por un lado, a que los primeros días luego de una inundación representan la etapa inicial en la sucesión, de carácter impredecible del ambiente y con cambios muy grandes de las condiciones físico químicas del medio como la disminución importante del OD, pH y del potencial redox, y en el suelo mixto, los niveles de nutrientes mostraron una fuerte correlación con los niveles de OD pero no por consumo biológico. Además, el incremento de la turbidez que produce una inundación, puede limitar la disponibilidad de luz para el óptimo crecimiento de las algas (Roger, 1996). Bajo estas condiciones, se produjo un gran recambio de especies pioneras en el lapso de unos pocos días. Las fuerzas que controlan este ambiente son físico químicas y por lo tanto, el control está determinado básicamente por fuerzas alogénicas a la comunidad (concentración de nutrientes y variables físico-químicas) (Harris, 1998).

En los sitios **con mayor tiempo** de inundación, el ambiente es más estable que en el sitio inundado cinco días, permitiendo a la comunidad alcanzar un mayor nivel de complejidad en la que la abundancia algal estuvo estrechamente relacionada a la concentración de PRS y nitrato en el agua. En la media loma, el nivel de PRS y nitrato en el agua fue elevado en la etapa inicial, disminuyó notablemente en la etapa intermedia por la demanda de los productores que describen su máxima densidad, pero hacia el final de esta etapa la abundancia algal disminuyó por la fuerte caída de los nutrientes, generando en la etapa final un nuevo aumento, aunque leve, del nivel de nutrientes. En el bajo, a diferencia, el nivel de ambos nutrientes no disminuyen tan fuertemente porque el aumento de los productores es marcadamente menor, lo que resultó en un aumento continuo de la abundancia hasta el final de la inundación. También el nivel de OD que se genera en el agua por el proceso fotosintético está relacionado a los nutrientes. Esto indica, que un mayor tiempo de desarrollo de la comunidad microalgal le permitió alcanzar un alto nivel de complejidad en el que los productores controlan la cantidad de nutrientes disponibles en el ambiente (Reddy & DeLaune, 2008). Estos resultados coincidieron con Margalef (1974) y Odum (1964) que afirman que una de las características de la sucesión es la disminución del tiempo de permanencia de los elementos químicos fuera de

los organismos, indicando el control creciente que tienen los microorganismos productores sobre los nutrientes en los ambientes a mayor tiempo de inundación.

De la sucesión observada en los sitios evaluados, tanto en los inundados **dos meses** como los de **cinco días** se desprende un patrón repetido, en el que el grupo de **las clorofitas dominó durante todo el periodo, pero en etapas iniciales co-dominaron las cianofitas** (Pandey, 1965) por su habilidad para soportar desecación (Singh, 1961; Roger, 1996) y las elevadas concentraciones de nutrientes, ya que son capaces de asimilar más P del requerido y lo almacenan en forma de polifosfatos para usarlo en momentos de deficiencia de P (Reynolds, 1997; Roger, 1996), además, son integrantes importantes y primeros colonizadores en el suelo (Lee, 2008); mientras que **en etapas finales las cianofitas fueron reemplazadas por las diatomeas**. De los grupos minoritarios en densidad y riqueza, las criptofitas aparecen en etapas intermedias y las euglenofitas en la etapa final.

En todos los tratamientos, una única especie estuvo presente durante todo el periodo de inundación, unas pocas lo hicieron la mayor parte del tiempo, pero con densidades relativas diferentes, y la mayoría de las especies se registraron una única vez. Muchas de las especies pioneras fueron reemplazadas por otras en etapas intermedias y etapas tardías, dependiendo por un lado de la capacidad de tolerancia de las especies (especies tolerantes) a las distintas condiciones ambientales (control alogénico), pero también dependen de interacciones con otras especies (control autogénico) es decir, a las estrategias de otras especies para inhibir la colonización de otras (especies inhibidoras) y también a que las nuevas condiciones ambientales que va generando la comunidad de productores, faciliten la colonización (especies facilitadoras) de otras especies (Odum, 1969; Connell & Slayter, 1977). Muchas algas liberan sustancias que inhiben tanto su propio crecimiento como el de otras especies o ambas, y estas sustancias están involucradas probablemente en la sucesión en estos ecosistemas acuáticos (Roger, 1996).

En el primer y último caso (especies tolerantes y facilitadoras) es esperable que aumente la riqueza específica, mientras que en el segundo (inhibición) que se mantenga aproximadamente en el mismo nivel.

Los **suelos con distinto uso y topografía que estuvieron inundados por dos meses, presentaron claras diferencias** en cuanto a la abundancia

de las microalgas del agua libre. En el sector del bajo, la complejidad fue menor a la de la media loma, indicado no solo por una menor densidad, sino también por una menor riqueza de especies y de grupos algales. Esta menor densidad y riqueza de productores en el suelo del bajo, parecería estar relacionada a una mayor densidad de microorganismos consumidores con relación a los registrados en la media loma, aunque la abundancia relativa de fitófagos es mayor en la media loma. Las características del suelo relacionadas a la topografía y al uso influyeron en el pool **de especies que se encuentran antes de inundar** el suelo, coincidiendo con Lee (2008) que cita una asociación de diatomeas típicas de cuerpos de agua contaminados por agua de escorrentía proveniente de áreas fertilizadas con N, P y K, a la cual Richardson *et al* (1996) llamó "asociación agrícola", entre las que se encuentran varias de las especies que fueron encontradas en los tratamientos de los suelos con uso (*Gomphonema parvulum*, *Melosira varians*, *Navicula radiosa*, *N. cryptocephala* y *Nitzschia palea*) y que no se registraron para el suelo sin uso. Por otro lado, es esperable que la composición específica de microorganismos de un suelo con mayor frecuencia de periodos alternados de desecación y rehumedecimiento (bajo) sea diferente al de un sitio con menor recurrencia de inundación (media loma y loma) porque la composición específica representa diferentes estrategias frente a condiciones hidrológicas diferentes (Roger, 1996; Gabellone *et al*, 2003). Las diferencias entre el suelo de la media loma y del bajo muy probablemente también encuentren una explicación en la diferencia del uso que se hace de estos. En la media loma se utiliza el sistema de la siembra directa para el cultivo y en el suelo mixto se agrega el uso del suelo por el ganado, por lo que el disturbio tanto mecánico (uso de sembradoras, cosechadoras, pisoteo del ganado, pastoreo) como químico (agregado de agroquímicos, acumulación de heces del ganado) del suelo es mayor en los suelos agropecuarios con relación al suelo sin uso del bajo.

Con respecto a las formas de vida, si bien dominaron durante todo el periodo formas características del agua libre, también hubo especies con otros hábitos de vida. Especies de hábitos bentónicos y del suelo, se encontraron en etapas iniciales, y fueron reemplazadas por formas perifíticas en la etapa final.

Por otro lado, la marcada diferencia a los cuatro días en la riqueza específica y en la densidad entre estos dos tipos de suelo estaría relacionada a las diferencias en la concentración de nutrientes en el agua (principalmente PRS)

que fue mayor en el suelo mixto, además también a la composición del pool de microorganismos del suelo previo a la inundación. En la loma no hay una clara relación entre los organismos productores y los consumidores.

Las formas de resistencia encontradas hacia el final de la inundación en algunos sitios (media loma de uso agrícola) en momentos en que la abundancia ya disminuía marcadamente, podrían estar indicando que estas algas son sensibles a los cambios en el nivel hidrométrico y responden con estrategias adaptativas a estas condiciones de inundación temporaria, para germinar en la próxima inundación.

Los máximos valores de concentración de pigmentos hacia etapas intermedias en la media loma y hacia la etapa final en el bajo, coincidieron con el desarrollo de poblaciones de las algas de mayores dimensiones, como son las ulotrcales. También se observó diferencia entre el suelo mixto y agrícola similar a la diferencia en la abundancia de individuos, con valores más altos de clorofila para el suelo mixto.

De las 91 especies de algas encontradas en el agua durante los dos meses de inundación en los suelos estudiados, un **41% fueron citadas en el río Salado** (Gabellone *et al*, 2001; Solari *et al*, 2002; Gabellone *et al*, 2005; O'Farrell, 1993), indicando que a pesar de la distancia que los separa ambos sistemas presentarían algún tipo de interconexión.

II- Microorganismos asociados a un sustrato (Perifiton)

Últimamente, se ha despertado cierto interés en el estudio de varios humedales a nivel mundial que exponen la importancia de estos ecosistemas debido a la diversidad y productividad biológica, y especialmente por la riqueza de especies de algas que habitan en ellos (Becerra Absalón & Tavera, 2003). El **perifiton** es una asociación de especies tanto autótrofas como heterótrofas que crecen firme o laxamente asociadas a un sustrato en ambientes sumergidos, cuando el sustrato es vegetación se le llama **epifiton** y tiene dos componentes, el *fito-epifiton*, las microalgas, y el *zoo-epifiton*, los microorganismos consumidores. En los párrafos siguientes, cuando se hace referencia al perifiton, se refiere al epifiton debido a que en este trabajo se trabajó únicamente con la comunidad epifítica del perifiton.

En las clausuras, la **representatividad del fito-epifiton fue mayor al 70% con respecto al zoo-epifiton**, y se conoce que el primero juega un papel fundamental en el ciclado de nutrientes en este tipo de ambientes, particularmente en la remoción de P inorgánico disuelto de la columna de agua en los humedales (Becerra Absalón & Tavera, 2003; Novelo & Tavera, 2003; Reddy & DeLaune, 2008).

Otra característica importante del perifiton, es que muchos de sus componentes permanecen en el período en que el **suelo está seco** (*placon* sensu Goldsborough & Robinson, 1996; Novelo & Tavera, 2003). Cuando se producen **lluvias cortas y esporádicas**, el suelo absorbe este aporte casi en su totalidad manteniéndose húmedo, sin llegar a saturarse, de manera que sobre todo en las zonas expuestas, el perifiton se humecta y se seca constantemente. Cuando la lluvia se hace frecuente y los periodos de lluvia son más prolongados, tanto el suelo como el perifiton se mantienen húmedos continuamente hasta que el agua se acumula en el sustrato y se inicia el periodo anegado (Becerra Absalón & Tavera, 2003). La comunidad perifítica se caracteriza porque responde a fluctuaciones de la disponibilidad de agua en un gradiente que abarca desde la sequía, que impone condiciones subaéreas de crecimiento, hasta la inundación, que impone condiciones acuáticas de crecimiento (Becerra Absalón & Tavera, *op cit*). De esta forma, muy probablemente **la comunidad perifítica sea la fuente de inóculos que dio origen a parte de la comunidad microalgal del agua libre**, ya que compartió casi un 30% de las especies con la comunidad del perifiton. Más aún, se observó que en el bajo, la comunidad microalgal del agua libre compartió la mayor proporción de especies con la comunidad perifítica (19%), que son los suelos que permanecen inundados con mayor frecuencia, mientras que en la loma, que es el sitio que se inunda con menor frecuencia, solo unas pocas especies perifíticas formaron parte de la comunidad del agua libre (5%), y la media loma mostró valores intermedios (13%), indicando estos resultados que si el perifiton se mantiene en condiciones de mayor humedad del suelo (bajo), será más probable encontrarlos en el agua de inundación.

Dentro de las especies de la comunidad perifítica registradas en las clausuras, la diatomea *Hantzschia amphioxys*, que fue una de las pocas especies que se registró en todos los sitios, **suele hallarse en tierra húmeda y soporta condiciones de sequía** extrema; otras como la

cianobacteria *Chroococcus turgidus* se desarrolla comúnmente sobre rocas húmedas y en el litoral de aguas estancadas (Komárek & Anagnostidis, 1998) y *Oscillatoria tenuis*, es característica en el bentos y en el metafiton pero a veces se ha registrado en rocas húmedas (Komárek & Anagnostidis, 2005). *Nitzschia minutula* y *Nitzschia linearis* también se han hallado sobre rocas húmedas (Germain, 1981). También los actinomicetes, encontrados en el perifiton, resisten la desecación. Otras especies encontradas, parecen haber requerido de la inundación para germinar, como *Chroococcus* sp y *Phormidium* sp (Becerra Absalón & Tavera, 2003). También algunas de las cianobacterias encontradas en las clausuras (*Nodularia*, *Nostoc*, *Oscillatoria*, *Phormidium* y *Anabaena*) fueron citadas en condiciones de sequía (Mariné, 1998). Las respuestas fisiológicas de las especies parecen abarcar varias estrategias, como por ejemplo una germinación rápida y la tolerancia a condiciones de humedad muy bajas aunque constantes. La morfología de los talos posibilita condiciones óptimas para almacenar agua en las envolturas mucilaginosas, tanto de las formas coloniales como de las formas filamentosas (Becerra Absalón & Tavera, 2003).

En la inundación más prolongada se observó que la **biomasa del epifiton (clorofila 'a')** fue **notablemente mayor en los suelos de uso mixto** con respecto al agrícola, aunque con una tendencia similar a través del tiempo, como ocurrió con la comunidad algal del agua libre, indicando otra vez la influencia del PRS en las comunidades acuáticas desarrolladas. Esta influencia del PRS queda demostrada con los mayores niveles en el agua sobre el suelo mixto durante toda la inundación, mientras que el nitrato, fue superior en el agrícola excepto en la etapa final que coincidió con el desarrollo de dos especies fijadoras de N, ***Nostoc*** sp y la adición más tardía de *Anabaena* sp, responsables de un mayor aumento del nitrato en el agua del suelo mixto que del agrícola.

Con respecto a la riqueza de especies del epifiton fue muy similar entre suelos con distinto uso para una misma topografía, aunque levemente mayor en el suelo mixto que en el agrícola.

La mayor **biomasa** en el suelo mixto estaría indicando que dicha variable está **fuertemente influenciada por los niveles de PRS en el agua, y no tanto por los de nitrato**. En un humedal, el perifiton tiene una afinidad muy alta por el P y lo asimila más rápidamente que otros organismos (Reddy &

DeLaune, 2008). Varios estudios han demostrado que el perifiton secuestra enormes cantidades de P soluble de la columna de agua, produciendo una disminución de la biomasa fitoplanctónica (Novelo y Tavera, 2003). Aún cuando la concentración de P en el agua de inundación es elevado, algunos nutrientes los obtiene de la planta a la cual se encuentra asociada, simplemente porque la difusión dentro de la compleja comunidad epifítica es muy baja para cumplir con las demandas de P (Wetzel, 1993). Esto estaría indicando que la disminución de la concentración de PRS a los 15 días de la inundación es producida no sólo por el consumo de las microalgas libres sino también por el perifiton, ya que se registró la máxima abundancia de las microalgas libres y la mayor biomasa del epifiton. Teniendo en cuenta, que a los 30 días la biomasa de las algas libres es muy inferior en el agua del bajo con relación a la correspondiente de la media loma, pero que es inversa la relación con respecto a la biomasa de las algas epifíticas, y viendo que los resultados de PRS y nitrato en ese momento fueron mayores en el bajo con respecto a los registrados en la media loma, se infiere que el mayor consumo de nutrientes lo producirían las algas libres. Debe aclararse que dado que la metodología en la toma de muestra para el análisis de la clorofila de ambas comunidades es completamente distinta (en la de algas libres se hace referencia a un volumen de agua, mientras que en la epifítica, a una superficie), no podemos decir sobre la base de los datos de esta variable que una comunidad poseía mayor o menor biomasa que la otra, pero sí comparar cada comunidad en el tiempo y la relación entre ellas.

De esta forma, y teniendo en cuenta las salvedades de la metodología, los resultados contrastan con los citados arriba, ya que en este estudio el mayor consumo de los nutrientes parece deberse más a la comunidad de productores en el agua libre que la epifítica.

Cabe mencionar que *Nostoc sp*, la cianobacteria fijadora de N que se registró a partir de los 45 días en el suelo de uso mixto, tiene además la capacidad de resistir un descenso brusco del nivel hidrométrico o soportar un período desfavorable porque puede producir mucílago y hormogonios, que pueden dar origen a formas de resistencia (Casco, 1997; Lee, 2008); además, algunas especies de este género son características de suelos cultivados (Fogg *et al*, 1973; Ansin, 2002). La aparición de otras cianobacterias fijadoras de N en otros sitios coincidió también con situaciones críticas en la concentración de

nitrateo en el agua, como *Nodularia* sp y *Anabaena* sp a los 60 días, que su alta representatividad en ese momento explicaría las concentraciones excepcionalmente elevadas de nitrato. Hacia el final del periodo de inundación, cuando el suelo se seca, las especies que forman colonias mucilaginosas, como Nostoc, pierden el agua lentamente y pueden aumentar su densidad marcadamente y por un periodo largo (Roger, 1996). Por otro lado, la aparición de especies fijadoras de N puede ser el resultado no sólo de la disminución de N disponible en el agua, sino de la relación con otros nutrientes como N disponible (Piehler *et al*, 2002).

Si bien la **biomasa fitoepifítica entre suelos con distinto uso fue marcadamente diferente, la composición de especies entre ambos tipos de suelos fue muy similar**, ya que los suelos agrícola y mixto compartieron más de la mitad de las especies del epifiton en la loma y casi un 70% en la media loma, y en proporciones aproximadamente iguales entre las especies productoras y consumidoras de la comunidad epifítica. Esto estaría indicando que una **mayor concentración de PRS en la columna de agua, resulta en una mayor biomasa algal de las comunidades productoras libres y perifíticas**, pero no modifica la dinámica de esta variable en el tiempo ni incide significativamente en la composición de especies de las comunidades.

La composición de especies del epifiton mostró una **flora acuática muy rica en todos los tratamientos inundados por dos meses**, y entre las topografías de la media loma y el bajo, ambos mostraron riquezas similares comparando los mismos días. Sin embargo, **la biomasa (clorofila 'a') en la media loma fue muy diferente con respecto al bajo**, en la primera, se registraron valores muy altos a las dos semanas de la inundación, coincidiendo con la presencia de algas de tamaños relativamente grandes, pero luego disminuyó marcadamente a los 30 días y se mantuvo con valores bajos hasta el final de la inundación. En el bajo, la biomasa del epifiton describió una curva exponencial positiva, siendo los valores en la etapa intermedia mayores a los de la media loma, y mayores aún en la etapa final. Las diferencias en cuanto a la biomasa entre ambos suelos pueden deberse también al uso del suelo, teniendo en cuenta que los suelos de la media loma son trabajados por medio del sistema de la siembra directa que si bien consiste en un laboreo mínimo de la tierra, el disturbio siempre será mayor al suelo sin uso, además, en el suelo

mixto se agrega el efecto del ganado (pisoteo, pastoreo, acumulación de heces).

En ambos suelos, la comunidad epifítica llegó a un alto nivel de complejidad, indicado por la relación estrecha entre la biomasa de esta comunidad y la de las algas del agua libre, además, la comunidad fito-epifítica estuvo también relacionada inversamente con los niveles de algunos nutrientes del agua (nitrato), indicando que los niveles de nutrientes del sistema están regulados tanto por la comunidad de algas del agua libre como por la epifítica.

Con respecto al **zoo-epifiton**, la composición de especies fue menos rica que la del fito-epifiton. También esta comunidad compartió especies con la comunidad de consumidores del agua libre, en este caso casi un 35% de los consumidores del perifiton se encontraron también en la comunidad de consumidores del agua libre en los sitios inundados por dos meses, mientras que en los sitios inundados por cinco días, si bien la riqueza de consumidores tanto libres como los perifíticos fue muy baja, la proporción de especies compartidas fue distinta entre suelos de distinto uso (entre un 20% y un 50%), debido seguramente a la naturaleza aleatoria de la colonización en las primeras etapas de la sucesión.

Aunque la riqueza del epifiton aumentó hacia el final de la inundación en todos los tipos de suelo evaluados, la riqueza del zoo-epifiton se mantuvo con valores similares en los suelos con uso agropecuario, y aumentó levemente en el suelo sin uso del bajo. En los primeros, los suelos de uso mixto presentaron mayor riqueza de zoo-epifiton en casi todo el periodo de inundación con respecto al suelo agrícola.

Los grupos más importantes del zoo-epifiton en todos los suelos fueron los **rotíferos y ciliados** que se encontraron durante casi todo el periodo de inundación. Los rotíferos juegan un papel muy importante en el ciclado de nutrientes en el suelo y entre ellos los bdelloideos, son muy abundantes en los suelos y se los considera organismos pioneros (Lee *et al*, 2001).

Los **ciliados aparecen tempranamente** en el agua de inundación porque son habitantes típicos del suelo y junto con otros protozoos son esenciales en el reciclado del suelo (Schwarz & Frenzel, 2003). Los ciliados son muy sensibles a los niveles de humedad y algunas especies tienen la capacidad de producir estados resistentes en condiciones de sequía (Foissner, 1987). Por

otro lado, su permanencia durante la mayor parte de la inundación indica que son organismos capaces de crecer bajo condiciones muy distintas de OD, pH y potencial redox, lo que representa una estrategia adaptativa de los ciliados en estos ambientes.

En **etapas iniciales** la riqueza fue muy baja, registrándose formas típicas del suelo tanto del zoo como del fito-epifiton y dada la gran cantidad de esporas de hongos en todos los sitios el hábito más común en esta fase temprana fue el de los descomponedores. En los sitios inundados por dos meses, se observó una riqueza creciente de la comunidad epifítica hacia el final de la inundación. En **etapas intermedias**, aumenta la complejidad de la comunidad y se observaron una mayor diversidad de hábitos del zoo-epifítico, con formas bacteriófagas, filtradoras, depredadoras y fitófagas, y estas últimas explicarían la marcada disminución de la biomasa de los productores del epifiton. Los oligoquetos acuáticos y nematodos son tubificidos que se encargan de mineralizar los detritos orgánicos (Watanabe & Roger, 1985; Roger, 1996). Hacia la **etapa final**, se observó una disminución de la riqueza de zoo-epifiton en la media loma pero un aumento en el bajo, en la primera la abrupta disminución de la biomasa algal parece haber estado controlada por los consumidores, mientras que en el bajo, la persistencia de ambos durante la inundación, condujo a una comunidad que se sostuvo en el tiempo.

El registro de esporas de hongos hacia el final de la inundación tanto en la inundación de cinco días como en la de 60 días, parecería indicar la sensibilidad del sistema a la disminución del nivel de la columna de agua, y además estrategia adaptativa de ciertas especies a dejar estructuras de resistencia hasta la próxima inundación.

III- Biomasa de microorganismos productores bajo condiciones controladas de fotoperíodo y temperatura

En los ambientes acuáticos eutróficos, la estación climática regula fuertemente el desarrollo del fitoplancton, siendo la intensidad de luz, el fotoperíodo y la temperatura las variables claves que provocan los principales cambios. La luz es un factor limitante del crecimiento del fitoplancton (Rodusky, 2001), mientras que la temperatura si bien tiene efectos en la tasa

metabólica se considera un factor de menor importancia que la disponibilidad de luz y la dinámica de nutrientes en ecosistemas eutróficos (Viner, 1984).

Bajo condiciones de laboratorio, simulando condiciones intermedias entre invierno y otoño, la biomasa microalgal (en base a los datos de clorofila 'a') desarrollada en el agua que inundó suelos con distinto uso mostró una tendencia en aumento hacia el final de la inundación.

En la etapa inicial. la biomasa mostró valores altos durante los primeros 10 días, indicando la presencia de un banco de microalgas en el suelo previo a la inundación, descartando la colonización aérea, ya que el ambiente donde se incubaron era cerrado. Estos datos coinciden con los resultados de Abbot (1969) en condiciones experimentales que registró blooms iniciales de algas seguido al disturbio (Watanabe & Roger, 1985; Roger, 1996). Esto parece revelar el surgimiento de especies pioneras del tipo estrategia 'r', de rápido crecimiento, pioneras en ambientes perturbados y corto ciclo de vida, lo que explica su desaparición a los pocos días de la inundación. A su vez, el establecimiento de especies tardías se dificulta con un ambiente cambiante característico de ésta etapa, como son el aumento del pH, la conductividad, la MO y las formas disponibles de N, así como la disminución de OD y PRS, indicando además que el suelo aportó al agua MO y N en un proceso relativamente rápido (Roger, 1996).

Sin embargo, en el agua de la experiencia *in situ* este efecto, aunque se evidenció en los suelos de uso agropecuario inundados por cinco días, no fue tan marcado, mientras que en el suelo sin uso no pudo comprobarse debido a que la frecuencia de muestreo en el campo fue cada 30 días. En el suelo sin uso, el aumento de la biomasa inicial fue menor y más retrasado en el tiempo que en los suelos agrícola y mixto, bajo condiciones de laboratorio. De todas formas, el pH es uno de los factores más importantes que determinan la composición algal, y la mayor biomasa inicial en el laboratorio puede deberse a pH alcalinos mientras que en el campo los valores de pH inicial fueron levemente ácidos, coincidiendo con los datos de otros autores que en suelos alcalinos, se producía un aumento algal rápido y muy marcado después de la inundación, y un aumento muy escaso en suelos ácidos (Roger, 1996). Probablemente, la diferencia en los datos de biomasa en el laboratorio y en el campo, también pudieron estar afectados por la turbidez que limita la disponibilidad lumínica y por lo tanto la actividad fotosintética (Roger, *op cit*)

La biomasa fue muy similar en los suelos con uso agroganadero, mientras que, otra vez el suelo sin uso, registró una dinámica diferente, con los menores valores de biomasa algal durante la mayor parte del periodo.

Etapa intermedia. Los suelos con manejo agropecuario registraron un pico de biomasa a mediados de esta etapa que se relaciona a las máximas concentraciones de nutrientes en el mismo momento, mientras que el pico descrito a los 38 días en el suelo sin uso, respondería al máximo nivel de nitratos y nitritos y elevados niveles de PRS. Tanto en esta etapa como en las otras, los mayores valores de amonio y PRS se encontraron en el suelo mixto en coincidencia con los resultados de la experiencia *in situ*. Sin embargo, no ocurrió lo mismo con respecto al pico de biomasa en esta etapa en el campo, porque fue justamente en esta etapa cuando se registraron en el campo los menores niveles de nutrientes en la columna de agua, indicando que en esta etapa intermedia la concentración de nutrientes en el agua de inundación está relacionada a la actividad fotosintética de la biomasa de productores acuáticos (Roger, 1996).

Finalmente, la etapa final del periodo de 52 días, se caracterizó por un aumento de la biomasa en los tres tratamientos, indicando que bajo condiciones ambientales más estables se produce un aumento de biomasa posiblemente especies tardías estrategias 'K', (Odum, 1969) que conlleva a una disminución de los nutrientes y aumento del OD. La biomasa desarrollada en el agua sobre el suelo agrícola, fue mayor a la observada en el mixto. Luego de los resultados en el campo, la experiencia de laboratorio permitió corroborar las diferencias en cuanto a la biomasa algal entre los suelos de uso agropecuario y el suelo sin uso. La dinámica de variables como la concentración de amonio, nitratos y nitritos y pH representan otras pruebas que demostraron una mayor similitud entre los suelos agrícola y mixto, y diferentes al del suelo sin uso. Considerando el manejo del suelo, las diferencias en la biomasa entre ambos tipos de suelo podrían deberse, como fue expuesto en discusiones previas, al disturbio que representa la siembra directa en los suelos agropecuarios (disturbio mecánico y químico) sobre la comunidad edáfica (antes de la inundación), ya que es esta comunidad de algas edáficas que sobrevive en el suelo en periodos en que éste no está inundado (manteniéndose con la humedad del suelo o por sus estructuras de

resistencia), la que da origen a la comunidad de algas a los pocos días de la inundación (Novelo & Tavera, 2003; Becerra Absalón & Tavera, 2003).

Por otro lado, teniendo en cuenta la topografía de los suelos evaluados, las diferencias de la biomasa entre ambos tipos de suelo también podría deberse a que la situación de mayor humedad del suelo del bajo sin uso, por su mayor cercanía al nivel freático y su morfología de cubeta con respecto a los suelos de la loma, le confiere propiedades características para la instalación de una comunidad perifítica en el suelo diferente a la registrada en los otros suelos. Asimismo, el efecto de una humedad más sostenida en el tiempo en el bajo estaría manteniendo una comunidad perifítica en el suelo, distinta a la que podría mantenerse bajo condiciones de menor humedad, un suelo que permanece más tiempo seco, en momentos de humedad presentará especies adaptadas a colonizar rápidamente en estas condiciones.

El contraste en la variabilidad de los datos de nitratos y nitritos con respecto al resto de las variables medidas que cambian levemente durante la incubación, es una prueba de que estas formas de N inorgánicas son muy dinámicas y sufren cambios rápidos de su forma y cantidad (Tusneem & Patrick, 1971) incluso bajo condiciones de laboratorio en donde la variación ambiental está reducida notablemente.

Teniendo en cuenta el efecto biocida de los taninos, los elevados niveles de polifenoles solubles (ligninas y taninos solubles) pudo haber afectado la productividad primaria en la experiencia (Serrano & Guisande, 1990).

Con el experimento de laboratorio, también fue posible revelar el efecto inicial del suelo sobre el agua en una inundación. Sobre la base de las variables medidas, los cambios producidos un día después de la inundación por efecto del suelo fueron, la disminución del OD debido al rápido consumo por los organismos aeróbicos (Ponnamperuma, 1972, 1984; Tusneem & Patrick, 1971; De Datta, 1981; Mitsch & Gosselink, 2007) y más marcadamente el pH (Ponnamperuma, 1972; Reddy & DeLaune, 2008), el aumento de la turbidez en los suelos con menor tamaño de partículas, el aumento paulatino de la MO disuelta así como de la concentración de nutrientes (nitratos, nitritos, amonio y PRS), debido probablemente a la liberación por descomposición desde la MO del suelo (Watanabe & Roger, 1985).

Si bien el experimento de laboratorio mostró concentraciones de clorofila marcadamente inferiores a las registradas *in situ* para un periodo similar (52 y 60 días, respectivamente), la tendencia general de la concentración de clorofila fue similar en ambos experimentos, con un aumento progresivo hacia el final de la inundación. Además, la diferencia significativa en la biomasa de las microalgas entre suelos con distinto manejo registrada *in situ* se registró solo en determinados momentos en laboratorio.

IV- Microorganismos consumidores del agua libre

Los **eventos de colonización de un nuevo ambiente** por integrantes del zooplancton pueden ocurrir en días o semanas. Se ha demostrado que son efectivos colonizadores en distancias cortas y que utilizan diferentes vías para realizarlo aunque la mayoría de las especies lo hace principalmente por el viento. La distancia no es un factor limitante para la colonización mientras que sí lo son las características químicas del agua o las geomorfológicas (Cohen & Shurin, 2003). Sin embargo, muchas especies surgen de estructuras de resistencia que quedan en el suelo luego de un evento de inundación, o se originan de comunidades edáficas que se mantienen con la humedad del ambiente y las lluvias esporádicas.

De los grupos dominantes se destacaron los ciliados y los rotíferos durante todo el periodo de inundación desde las etapas iniciales, pero con especies de hábitos alimenticios diferentes. Una característica que hace que **los ciliados y rotíferos** sean grupos ubicuos, es la capacidad de muchos de ellos de producir formas **de resistencia** que les permiten sobrellevar los períodos en que las condiciones del ambiente resultan desfavorables para su desarrollo, de modo que se encuentran adaptados a sobrevivir a la pérdida completa del agua del ambiente (Cohen & Shurin, 2003; Foissner, 1979, 1987; Brock *et al*, 2003). El éxito de determinadas especies dependen de estas condiciones cambiantes para completar su ciclo de vida, por lo que, para ciertas especies no deben considerarse adversidades o catástrofes los eventos de suelo seco, ya que han evolucionado para vivir en ambientes temporalmente húmedos (Nielsen *et al*, 2002; Reddy & DeLaune, 2008). La **diapausa y quiescencia** son formas de dormancia ampliamente desarrolladas entre los animales. Los rotíferos bdelloideos son capaces de

tolerar la desecación por varios años y reiniciar sus actividades metabólicas cuando las condiciones son óptimas (Nogrady, 1993; Schroder, 2005). Existen grupos de ciliados que son particularmente abundantes en hábitats impredecibles y extremos (Foissner, 1987; Müller *et al*, 2006). Estos ciliados, además de producir estructuras de resistencia, son considerados estrategias 'r' capaces de formar quistes reproductivos, lo que les confiere una ventaja adaptativa adicional para explotar los ambientes efímeros (Foissner, op. cit.). De los microorganismos consumidores encontrados en el agua de inundación, también los **copépodos** presentan adaptaciones para resistir condiciones desfavorables. Hay registros de una especie de copépodo que germinó después de 400 años de desecación, aunque la edad promedio de sus huevos es de 70 años (Hairston *et al*, 1995). Muchas especies de **nematodos del suelo**, que viven en la película de agua que rodea las partículas de suelo, y por consiguiente son acuáticos, tienen también la capacidad de sobrevivir a deshidrataciones periódicas en estado de criptobiosis (Ruppert & Barnes, 1995). La presencia de estructuras de resistencia contribuye a la habilidad del ecosistema para recuperarse en la inundación luego de haber permanecido seco, ya que estas estructuras permiten a las especies desarrollarse rápidamente una vez que el periodo de dormancia termina (Brock *et al*, 2003).

Teniendo en cuenta la recurrencia de las inundaciones en la zona de estudio y reconociendo el papel ecológico de éstas en la evolución del ecosistema (Ameghino, 1884; Gabellone *et al*, 2003; Chaneton, 2006), es de esperar que el suelo esté provisto de formas de resistencia que se desarrollarán cuando las condiciones de humedad sean las adecuadas.

A los **dos días de la inundación**, las densidades de microorganismos consumidores acuáticos fueron muy bajas o no se registraron especies, aunque en la media loma se encontraron algunas **estructuras de resistencia**.

En los suelos de uso agrícola se registraron menores densidades y escasa riqueza en casi todos los eventos de muestreo, sin embargo a los dos días de la inundación, no hubo registros de microorganismos consumidores en el agua sobre suelos de uso mixto pero sí sobre el suelo agrícola para el mismo momento. Los representantes más importantes en esta etapa inicial fueron los ciliados y los rotíferos, que son los grupos capaces de producir estructuras de resistencia y que viven en la humedad del suelo. La riqueza aumentó con la

disminución de la topografía y en el bajo se registró una mayor riqueza y abundancia iniciales de especies consumidoras. Esto se debió probablemente a que el muestreo inicial en la loma y media loma se realizó dos días después de la inundación, mientras que en el bajo a los tres días, de manera que el tiempo de colonización fue mayor en el bajo. Sin embargo, también podría deberse al hecho que el bajo permanece más tiempo húmedo en momentos en que no está inundado, por su cercanía con el nivel freático y por su morfología de cubeta y la comunidad edáfica que se mantiene en esa humedad será probablemente la que dará origen a la comunidad acuática durante la inundación, ya que en el bajo se mantiene una comunidad más continua en el tiempo. La presencia de estructuras de resistencia en la media loma se deba probablemente a que es un sitio con menor frecuencia de inundación que el bajo y se presentan especies adaptadas a estas condiciones de inundación intermitente.

Con sólo **cinco días de inundación** la colonización fue realizada por especies oportunistas (ciliados, amebas testáceas y rotíferos bdelloideos) con densidades muy bajas y que no persistieron en el tiempo. La **variedad de hábitos alimenticios en esta etapa inicial** (básicamente formas filtradoras y bacterívoras), característica de etapas tempranas en la sucesión, fue muy escasa. También la riqueza específica fue muy baja durante estos días, con gran dispersión entre réplicas y sin identificarse un proceso de sucesión en la comunidad de consumidores. Sin embargo, a pesar del bajo nivel de complejidad alcanzado en esta etapa temprana en la sucesión, la abundancia de consumidores mostró un grado de correlación con la densidad de microalgas libres en el suelo mixto y en el agrícola ya que ambas comunidades mostraron una relación inversa, aunque sin significancia estadística. Esto indicaría que en ambos suelos hay una incipiente interrelación entre especies y por lo tanto el inicio de una sucesión.

En los sitios que permanecieron **dos meses inundados**, se encontró una comunidad que aumentó su complejidad en el tiempo. La riqueza de especies y de hábitos alimenticios aumentó claramente hacia el final de la inundación, indicando que la complejidad de la comunidad de consumidores se alcanza con posterioridad a la de la comunidad de productores libres. Se registraron grupos muy diversos con gran variedad de especies y nichos ecológicos distintos. A pesar de la gran desviación entre **réplicas** registradas en el

análisis cuantitativo, la **riqueza entre ellas fue notablemente similar** en todos los suelos inundados por dos meses.

Durante la sucesión, la mayoría de las especies fueron reemplazadas por otras del mismo u otro grupo y una minoría permanecieron durante la mayor parte del tiempo.

Los **primeros colonizadores** (2 - 3 días) fueron escasos ciliados bacterívoros y rotíferos filtradores y en algunos sitios no se registraron organismos en esta etapa inicial. En **etapas intermedias** (15 - 30 días) aumentó la diversidad de hábitos alimenticios en la comunidad de consumidores pero las máximas abundancias de microalgas en el agua libre y perifíticas en ese momento determinaron la dominancia de rotíferos y en menor medida de ciliados, ambos herbívoros y filtradores de partículas orgánicas. Posteriormente aumentaron rotíferos y ciliados de hábitos depredadores. Ambos grupos, ciliados y rotíferos, fueron componentes importantes en el circuito microbiológico del agua que inundó los suelos estudiados, y responsables, como ocurre en muchos ambientes acuáticos, del principal consumo de la producción primaria y bacteriana (Lynn, 2007). **En la etapa final** (45 - 60 días) siguieron dominando los mismos grupos y similares hábitos alimentarios, pero aumentó la riqueza de ambos. Aparecieron especies de ciclo de vida más largo como larvas nauplii, adultos de copépodos calanoideos y ciclopoideos así como cladóceros y nematodos.

Roger (1996) afirma que en el agua de los arrozales, las especies pastoreadoras usualmente aparecen una semana después del aumento del fitoplancton y desarrollan su máxima biomasa aproximadamente a las dos semanas de la máxima abundancia del fitoplancton, y que el desarrollo de las poblaciones de zooplancton puede causar la desaparición de los blooms algales en una o dos semanas. Coincidiendo con los datos anteriores, en la **media loma**, a la mayor abundancia de productores en el suelo agrícola le siguió el pico máximo de consumidores entre dos y tres semanas posteriores al pico de algas, en el suelo agrícola, sin embargo, en los suelos mixto y sin uso, los picos de abundancia de ambas comunidades fueron simultáneos.

Considerando un mismo tiempo de inundación, **el bajo y la media loma** presentaron diferencias básicamente en la abundancia de consumidores en el tiempo. Si bien hasta los 30 días la abundancia de organismos consumidores en ambos suelos aumentó y con valores similares para ambas topografías, la

diversidad en el bajo fue mayor. Hacia el final de la inundación, en la media loma la fuerte disminución de las microalgas libres y perifíticas, hizo que la abundancia de consumidores así como también de la diversidad no continuaran aumentando, mientras que en el suelo sin uso del bajo el crecimiento constante de la abundancia de las microalgas libres y perifíticas resultó en un aumento sincrónico de la abundancia y diversidad de los consumidores. En la media loma, el agotamiento de los nutrientes por parte de los productores en las etapas inicial e intermedia, por la fuerte demanda de los productores, fue la variable determinante de la merma de las comunidades de microalgas, de forma que el crecimiento en la abundancia de consumidores disminuyó en el sitio con mayores abundancias de microalgas y se mantuvo en el sitio con menores abundancias de productores. De esta forma, en el suelo del bajo el control de los consumidores sobre los productores parece haber conllevado a una comunidad con un alto grado de autorregulación, de forma tal que un menor consumo inicial de los nutrientes permitió a las microalgas aumentar su densidad en el tiempo y de esta forma, también aumentar los consumidores. En este caso, en el que la comunidad de productores estuvo regulada por los consumidores en el suelo del bajo el control es del tipo '**top-down**', mientras que en la media loma, el rápido consumo de nutrientes en la etapa inicial a intermedia por parte de los productores tanto del agua libre como perifíticos, causó una disminución en la biomasa de ambas comunidades en etapas intermedias y una disminución de los consumidores del sistema, producto de un control del tipo '**botton-up**' (Scheffer, 1998).

Por otro lado, otra diferencia entre ambas topografías resulta de la relación entre procesos energéticos. En la media loma, la alta densidad y biomasa de la comunidad microproductora durante la inundación que resultó en altos valores de OD en el agua, parece haber conducido a que el proceso energético predominante en el sistema haya sido la fotosíntesis por sobre la respiración (**sistema autotrófico**); mientras que en el bajo, las bajas densidades de microalgas en la inundación así como las bajas concentraciones de OD y los altos valores de densidad de consumidores, parece indicar la preponderancia del proceso respiratorio por sobre el fotosintético (**sistema heterotrófico**).

Sin embargo, si se evalúa el potencial impacto del agua de inundación sobre los cuerpos de agua receptores, en la media loma, el agua contendrá desde muy temprano concentraciones muy bajas de nutrientes pero con un alto

contenido en biomasa viva (microorganismos) conteniendo gran parte de esos nutrientes (es decir que la fracción inorgánica de los nutrientes se transformó en formas orgánicas); mientras que un escurrimiento del agua de la media loma a los dos meses de haber permanecido sobre el suelo, el agua contendrá bajas concentraciones de nutrientes como de biomasa viva y altos valores de OD. Por otro lado, el agua de inundación en el bajo contendrá mayor concentración de nutrientes en etapas intermedias en relación a la media loma, aunque menor biomasa de microalgas, y en la etapa final, si bien se presenta un ecosistema más autorregulado, con una organización que permite el crecimiento en el tiempo de consumidores y productores, se presentan densidades levemente mayores de consumidores a las de la otra topografía, pero también se presentan las mayores concentraciones de nutrientes y los menores valores de oxígeno en el agua, representando el agua, en ese momento (60 días), mayor riesgo de eutrofización para los cuerpos de agua receptores.

A pesar de las diferencias entre lo hallado en la media loma y el bajo durante la inundación, la composición específica de los organismos consumidores acuáticos registrada en ambos sitios mostró una alta similitud. De las especies encontradas en la media loma (para ambos usos) casi la mitad se registraron también en el bajo (comparando los mismos días), y más del 75% de la riqueza total del bajo estuvo presente en la media loma, indicando que ambos sistemas parecen estar interrelacionados, ya sea por la posible transferencia de inóculos desde la zona alta hacia la más baja, como por los momentos de inundación extraordinarias en que el agua cubre tanto el bajo como la media loma. Estas diferencias así como otras discutidas previamente, entre ambas posiciones topográficas y la similitud entre los suelos de la misma ubicación topografía (agrícola y mixto) estarían sugiriendo que la media loma y el bajo, sufren sucesiones diferenciales de acuerdo a la frecuencia de inundación del sitio. En momentos de precipitaciones de baja frecuencia e intensidad, el suelo del bajo acumulará agua por cierto tiempo mientras que en la media loma escurrirá e infiltrará rápidamente, dejando al suelo húmedo pero sin inundar, y el suelo del bajo sufrirá una mayor frecuencia de sucesión ecológica en el agua acumulada durante estos periodos húmedos con respecto a lo que ocurre en sitios más altos (Fig. V-2a). Con lluvias más intensas o frecuentes, en que la acumulación de lluvia caída

produce la inundación del ambos sectores del relieve, la comunidad desarrollada en el agua del bajo se mezclará con la de la media loma, sin embargo, el agua permanecerá menor tiempo sobre el suelo de la media loma, y la sucesión ecológica del bajo siempre será más prolongada, generando nuevamente una diferencia en la composición de organismos (Fig. V-2b).

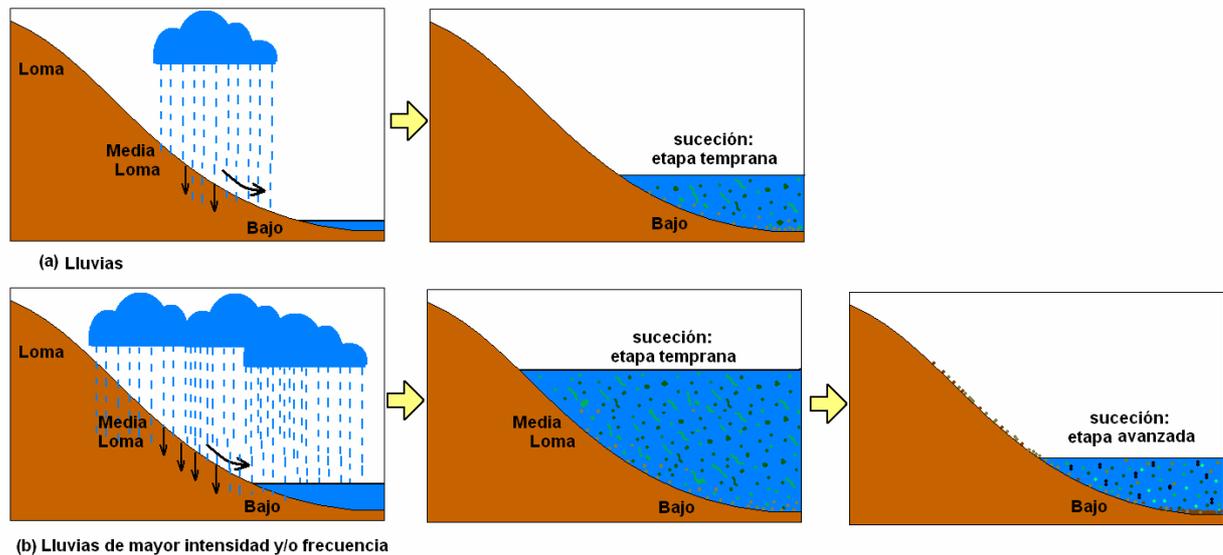


Figura V-2. Esquema de los efectos de una lluvia y una lluvia más intensa sobre relieves diferentes con respecto a la sucesión ecológica. (a) Lluvias regulares, (b) lluvias más intensas.

Por otro lado, de las especies de microorganismos consumidores identificados durante la inundación muchas son comunes en distintos cuerpos lóticos de la cuenca del **río Salado** (Claps *et al*, 2008). Los rotíferos, que resultaron el grupo más abundante y rico en especies, un 75% están presentes en el río Salado; de los ciliados, el segundo grupo en abundancia, el 47% de las especies en el agua de inundación, están presentes en el río; por último, el 84% de las amebas testáceas se encuentran en el río (Claps *et al*, 2008). De esto se destaca la importancia de estos ambientes inundables como fuente de inóculos de microorganismos consumidores al río. De las especies de rotíferos encontradas en el agua de inundación y que no fueron registradas en la cuenca del río Salado, como los rotíferos *Brachionus patulus* y *Ptygura* sp también son considerados de ambientes lóticos y lénticos. De las especies de ciliados no comunes con el río, algunas son consideradas de ambientes temporarios como *Prorodon* sp y otros viven en los sedimentos como *Trachelophyllum* sp (Foissner *et al*, 1987), otros son citados en suelos

arenosos como *Dileptus* sp y otros en arroyos como *Urocentrum turbo* y *Frontonia* sp.

V.3- Esquemas conceptuales de los sucesos en el tiempo en el suelo y en el agua durante el experimento "in situ".

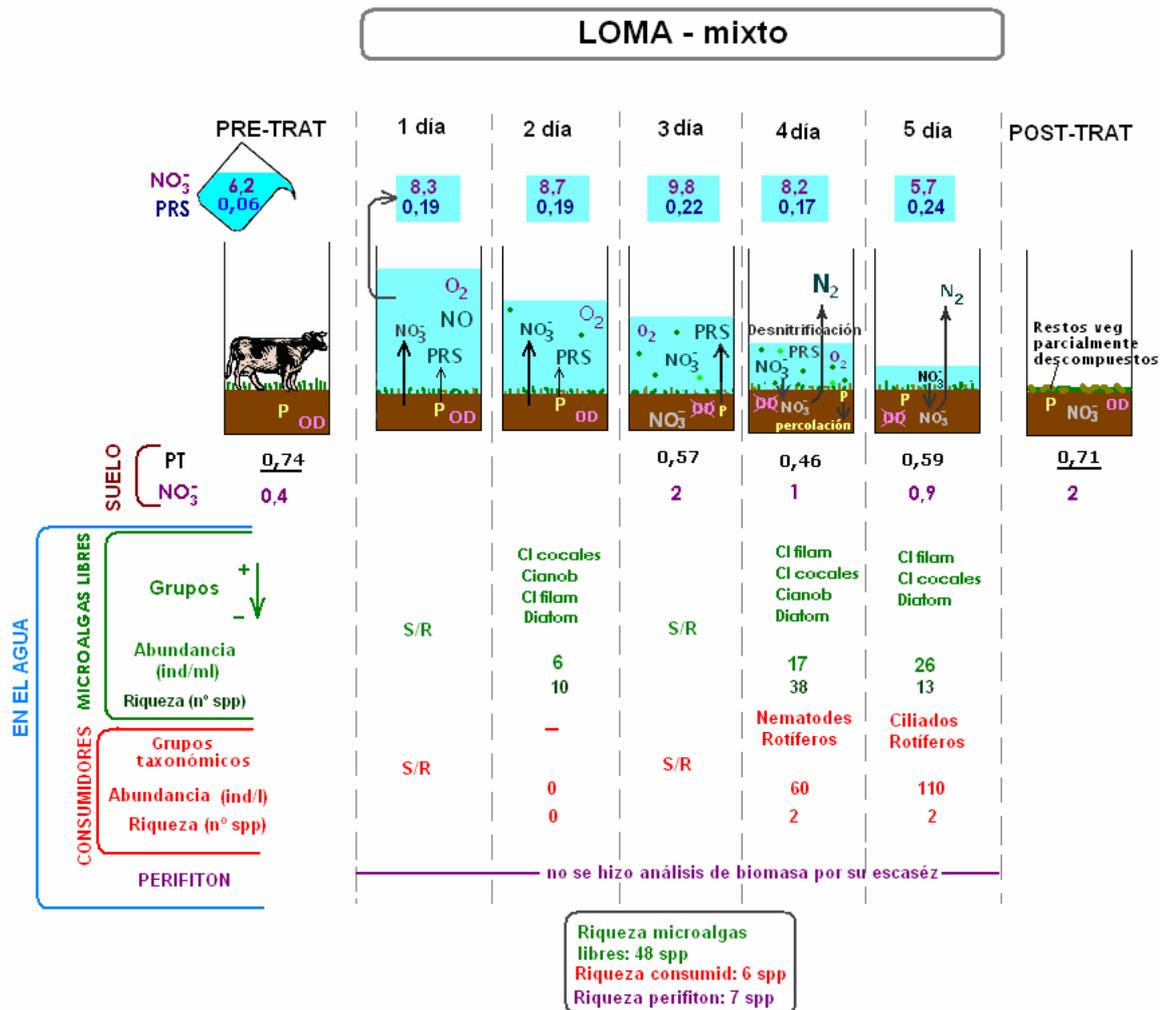


Figura V-3. Esquema de los sucesos en el tiempo en el suelo y agua del suelo de la loma de uso mixto (L-m).

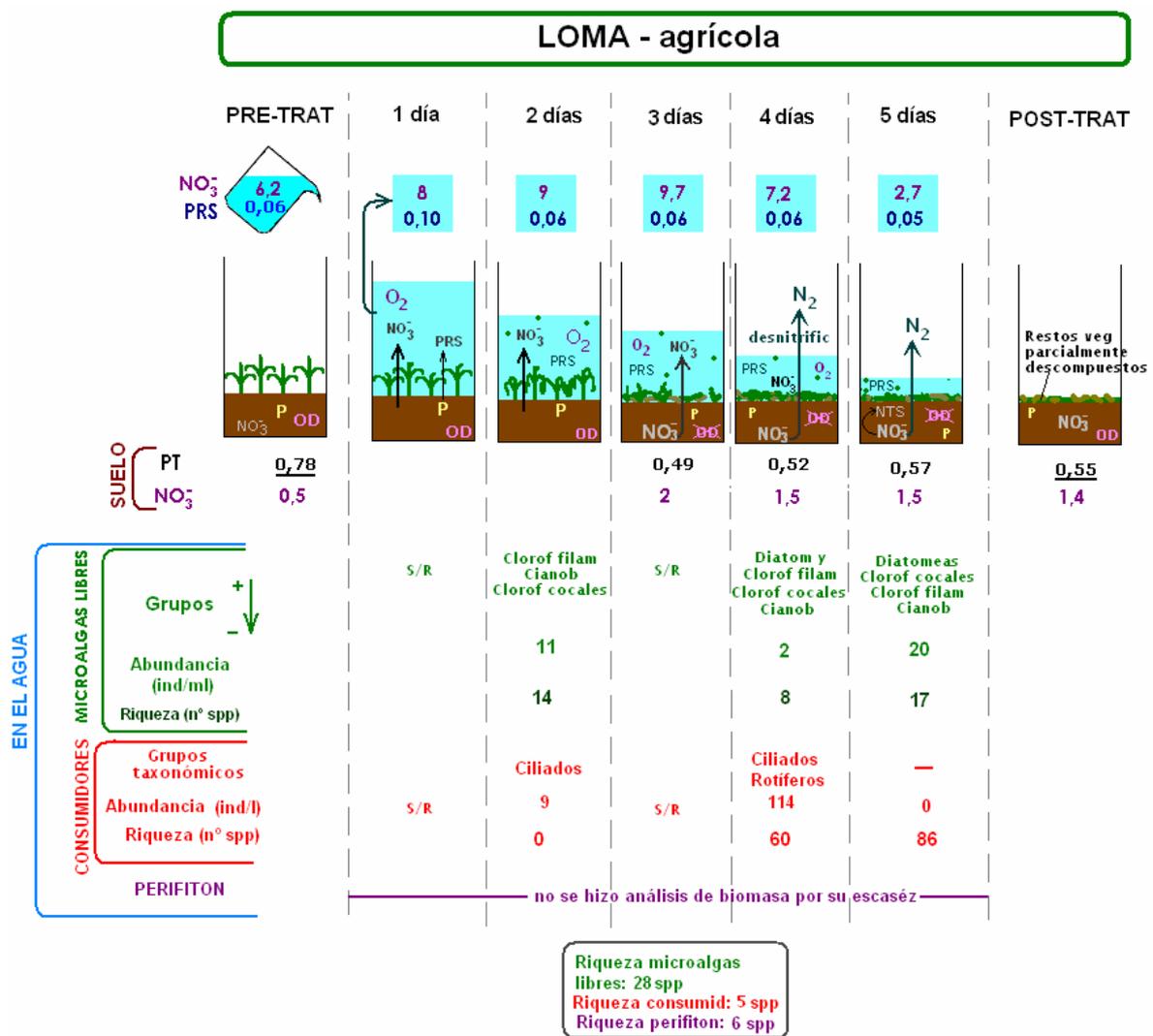


Figura V-4. Esquema de los sucesos en el tiempo en el suelo y agua del suelo de la loma de uso agrícola (L-a)

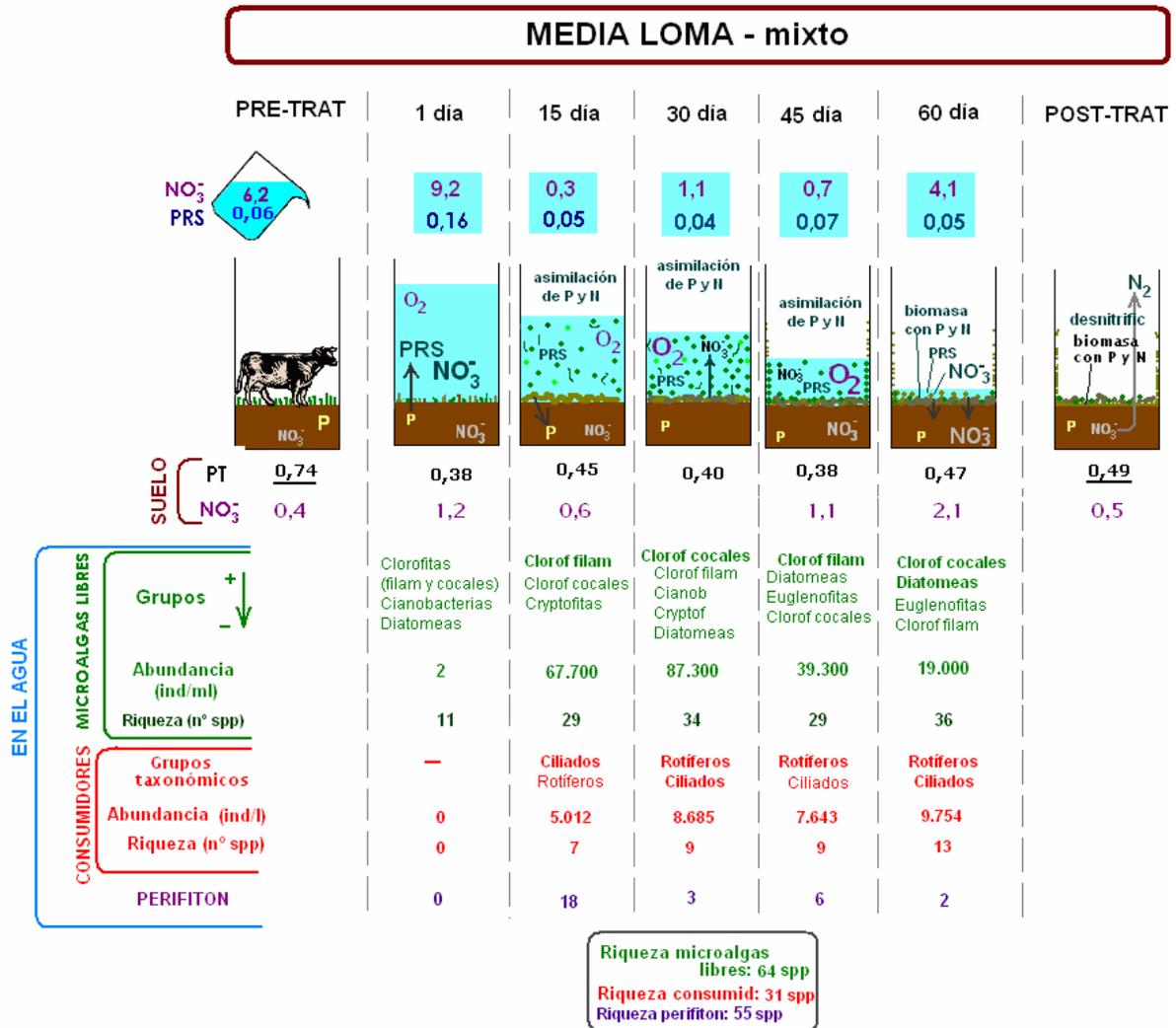


Figura V-5. Esquema de los sucesos en el tiempo en el suelo y agua del suelo de la media loma de uso mixto (ML-m)

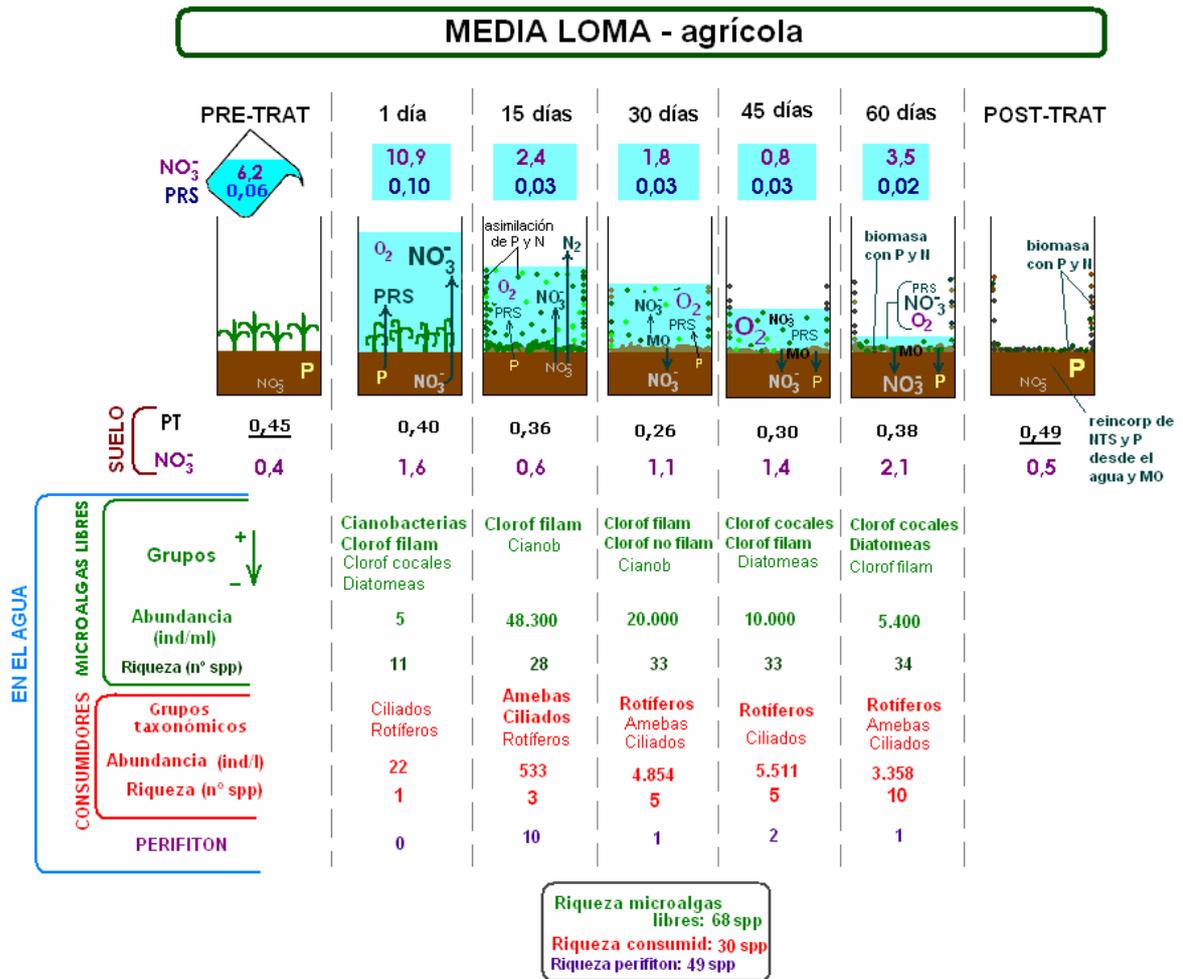


Figura V-6. Esquema de los sucesos en el tiempo en el suelo y agua del suelo de la media loma de uso agrícola (ML-a)

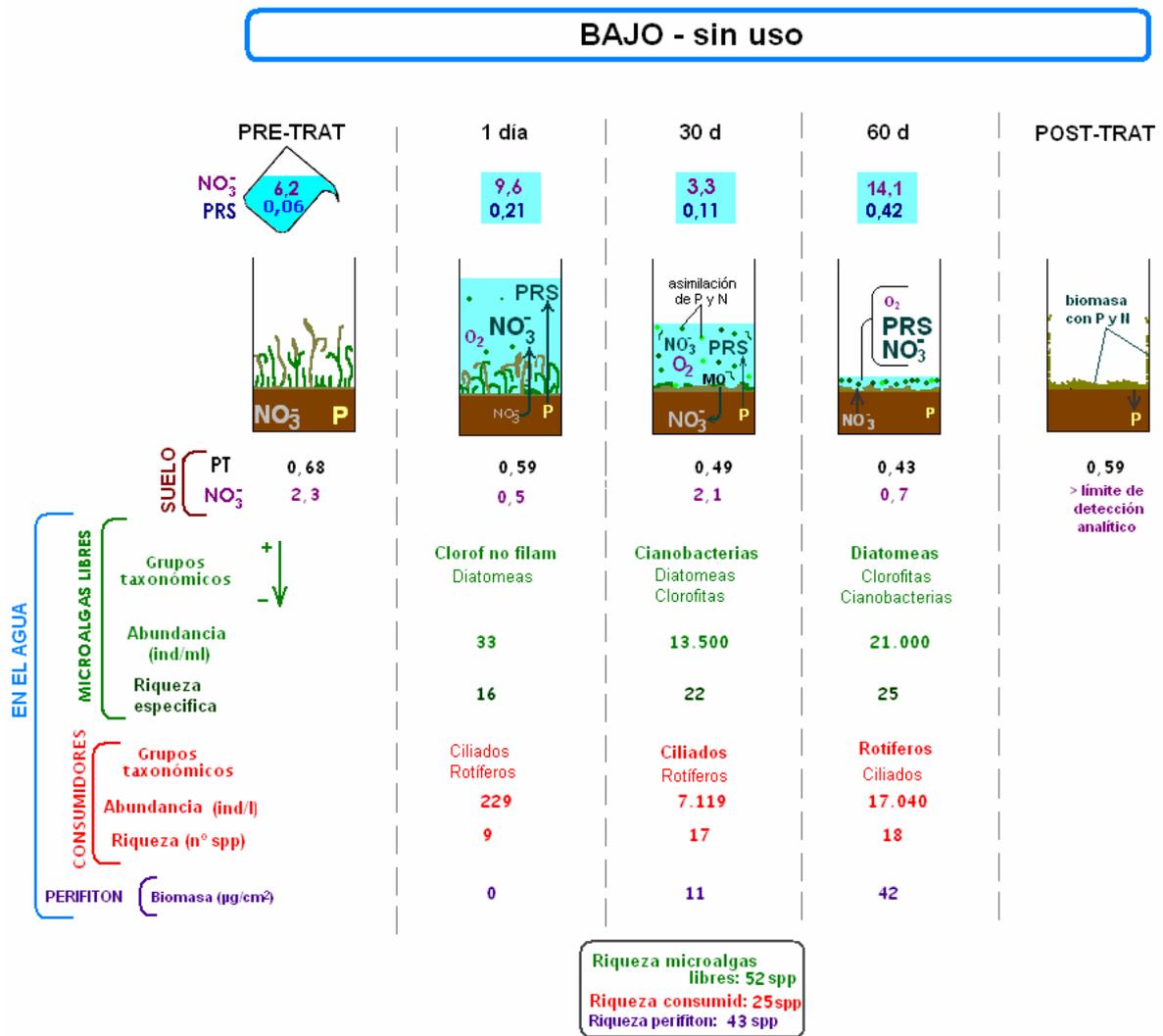


Figura V-7. Esquema de los sucesos en el tiempo en el suelo y agua del suelo del bajo sin uso (B-s/u).

BIBLIOGRAFÍA

- Abbot W (1969) Nutrient studies in hyper-fertilized estuaries ecosystems. 1. Phosphorous studies. 729 – 739 pp In: Proceedings of the fourth conference on water pollution research, Prague.
- Alvarez R (2006) Balance de nitrógeno en cultivos de trigo. *INTA- Estación Experimental Agropecuaria Rafaela. Información Técnica de Trigo, Campaña 2006* **105**.
- Ameghino F (1884) Las secas y las inundaciones en la provincia de Buenos Aires.
- Ansín OE, Deregibus A & Lanfranco JW (2002) Papel del alga *Nostoc commune* y efecto del pastoreo por vacunos sobre la colonización de suelos alcalinos en la Pampa Deprimida. *Ecología Austral* **12** 135-142.
- Baas Becking LGM, Kaplan IR & Moore D (1960) Limits of the natural environment in terms of pH and oxidation-reduction potentials. *Journal of Geology* **68** (3), 243-284.
- Banta S & CV Mendoza (1984) *Organic Matter and Rice. International Rice Research Institute (IRRI)*. Int.Rice Res.Inst, Filipinas.
- Becerra Absalón I & Tavera R (2003) Cambios en la comunidad algal (perifítica) relacionados con el ciclo hidrológico en un tinal anegable en Quintana Roo. *Estudios Mexicanos* **19** (2), 263-275.
- Bonetto C & A Carcaño (1988) Factores ecológicos asociados a la fertilización nitrogenada en los arrozales y su influencia en la producción. *Ecosur* **14/15** (25/26), 81-92.
- Brazier RE, Heathwaite AL & S Liu (2004) Scaling issues relating to phosphorous transfer from land to water in agricultural catchments. *Journal of Hydrology* **304** 330-342.
- Brinson MM (1977) Decomposition and nutrient exchange of litter in an alluvial swamp forest. *Ecology* **58** (3), 601-609.
- Brock MA, Nielsen DL, Shiel RJ, Green JD & Langley JD (2003) Drought and aquatic community resilience: the role of eggs and seeds in sediments of temporary wetlands. *Freshwater Biology* **484** 1207-1218.
- Buresh RJ, Casselman ME & WH Patrick (1980) Nitrogen fixation in flooded soil systems, a review. *Adv. Agron.* **33**149–192.
- Carbajal ML, Iglesias MC & Zalocar Y (2000) Degradación de celulosa y presencia de algas y cianobacterias en cuatro suelos arroceros de la Provincia de Corrientes. Comunicaciones Científicas y Tecnológicas. Universidad Nacional del Nordeste.
- Carlton RG & RG Wetzel (1988) Phosphorus flux from lake sediments: Effect of epipellic algal oxygen production. *Limnology and Oceanography* **33**:562-570.

- Carpenter SR, Caraco NF, Correll DL, Howorth RW, Sharpley AN & Smith VH (1998) Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* **8** (3), 559-568.
- Casco SL (2003) Poblaciones vegetales centrales y su variabilidad espacio-temporal en una sección del Bajo Paraná influenciada por el régimen de pulsos. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Nordeste. Corrientes, Argentina. 127 p.
- Casco MA (1997) Epilithic algal strategies in a reservoir with periodic water-level changes. *Verh Internat. Verein Limnol.* **26**, 458-462.
- Chacón N, Dezzee N, Muñóz B & Rodriguez J M (2005) Implications of soil organic carbon and the biogeochemistry of iron and aluminum on soil phosphorus distribution in flooded forests of the lower Orinoco River, Venezuela. *Biogeochemistry* **73** 555-566.
- Chaneton EJ (2006) Las inundaciones en pastizales pampeanos. Impacto ecológico de las perturbaciones naturales. *Ciencia Hoy* **16** (92), 18-32.
- Claps MC, Gabellone NA & NC Neschuk (2008) Influence of regional factors on zooplankton structure in a saline lowland river: the Salado river (Buenos Aires province, Argentina). *River Research and Applications* **24**, 1-19.
- Cohen GM & JB Shurin (2003) Scale-dependence and mechanisms of dispersal in freshwater zooplankton. *Oikos* **103**, 603-617
- Connel JH & RO Slayter (1977) Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist* **111** (982), 1119-1144.
- Day JFP (1982) Litter decomposition rates in the seasonally flooded Great Dismal Swamp. *Ecology* **63** (3), 670-678.
- De Datta SK (1981) Chemical changes in submerged rice soils p 89-145. In *Principles and practices of rice production*. John Wiley & Sons, Singapore. p 618.
- De Datta SK (1985) Availability and management of nitrogen in lowland rice in relation to soil characteristics. Proceedings (1984). Wetland soils: Characterization, classification and utilization. Philippines, Los Baños, Intern. Rice Research Institute (IRRI).
- Espinoza L (2009) The nitrogen and phosphorous cycle in soils. Agriculture and Natural Resources . EUA, University of Arkansas. Division of Agriculture. Disponible en la web: http://www.uaex.edu/Other_Areas/publications/PDF/FSA-2148.pdf (Consulta: 12 abril de 2009).
- Fogg GE, Stewart WDP, Fay P & AE Walsby (1973) *The Blue-Green Algae*, 301-302 Academic, London, UK.
- Foissner W (1979) Wimpertiere als Bioindikatoren. *Öko-L* (Linz) **1**, 3-7.

- Foissner W (1987) Soil Protozoa: fundamental problems, ecological significance, adaptations in ciliates and testaceans, bioindicators, and guide to the literature. *Progress in Protistology* **2** 69-212.
- Gabellone NA, Claps MC, Solari LC & NC Neschuk (2005) Nutrients, conductivity and plankton in a landscape approach to a Pampean saline lowland river (Salado River, Argentina). *Biogeochemistry* **75** 455-477.
- Gabellone NA, Sarandón R & Claps MC (2003) Caracterización y zonificación ecológica de la Cuenca del Río Salado. En: Inundaciones en la región pampeana. 87 pp, EDULP, La Plata.
- Gabellone NA, Solari LC & MC Claps (2001) Planktonic and physical-chemical dynamics of a markedly fluctuate backwater pond in a plaine basin (Salado river, Buenos Aires, Argentina). *Lakes & Reservoirs: Research and Management* **6** (2), 133-142.
- Germain H (1981) Flore des diatomées. Diatomophycées. Société Nouvelle des éditions Boubée 11, Saint-Michel, París.
- Gilliam FS, Mau JD, Fisher MA & DK Evans (1999) Short-term changes in soil nutrients during wetland creation. *Wetlands Ecology and Management* **6** 203-208.
- Giuffre L, Zubillaga MS, Heredia OS & F Missart (1998) Mineralización de fósforo en molisoles pampeanos. *Ciencia del Suelo* **16**, 99-102.
- Goldsborough LG & GGC Robinson (1996) Pattern in wetlands. In: Stevenson RG, ML Bothwell & RL Lowe (Eds), *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press, California, 77-117 pp.
- Hairston JN, Van Brunt RA, Kearns CM & Engstrom DR (1995) Age and survivorship of diapausing eggs in a sediment egg bank. *Ecology* **76** (6), 1706-1711.
- Hamilton SK, Sippel SJ, Calheiros DF & Melack JM (1997) An anoxic event and other biogeochemical effects of the Pantanal Wetland on the Paraguay River. *Limnol. Oceanogr.* **42** (2), 257-272.
- Harris GP (1998) Estructural aspects of phytoplankton successions. *Verh. Internat. Verein. Limnol* **23**, 2221-2225.
- Hossner LR & WH Baker (1988) Phosphorus transformations in flooded soils. In: Hook, DD et al (eds), Vol. 1: The ecology of wetlands. pp 293-306. Timber Press, Portland, Oregon, USA.
- Jordan P, Menary W, Daly K, Kiely G, Morgan G, Byrne P & R Moles (2004) Patterns and processes of phosphorous transfer from Irish grassland soils to rivers: integration of laboratory and catchment studies. *Journal of Hydrology* **304**, 20-34.

- Komárek J & K Anagnostidis (1998) Cyanoprokaryota, 1.Teil: Chroococcales. In: *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 19/1 (Ettl H., Gärtner G., Heynigh H. and Mollenhauer D. Eds.). Spektrum Akademischer Verlag GmbH, Berlin, 548 pp.
- Komárek J & K Anagnostidis (2005) Cyanoprokaryota, 2.Teil/2nd part: Oscillatoriales. In: *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 19/2 (Burkhard Budel, Lothar Krienitz, Georg Gartner and Michael Schagerl, Eds.). Elsevier, Munchen, 759 p.
- Koschorreck M & Darwich A (2003) Nitrogen dynamics in seasonally flooded soil in the Amazon floodplain. *Wetland Ecology and Management* **11** 317-330.
- Kronvang B, Hoffmann CC, Svendsen LM, Windolf J, Jensen JP & Dorge J (1999) Retention of nutrients in river basins. *Aquatic Ecology* **33** 29-40.
- Ladha JK, de Bruijn FJ & KA Mlik (1997) Introduction: assessing opportunities for nitrogen fixation in rice – a frontier project. *Plant Soil* **194** 1-10.
- Lee R, W Terry & W Snell (2001) Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates. 2nd Edition. Academic Press.
- Lee RE (2008) *Phycology*. Cambridge University, Colorado State Univ., USA.
- Li H, Han Y & Z Cai (2003) Nitrogen mineralization in paddy soils of the Taihu Region of China under anaerobic conditions: dynamics and model fitting. *Geoderma* **115** 161-175.
- Lockaby BG & MR Walbridge (1998) Biogeochemistry. p. 149–172. In Southern forested wetlands: ecology and management. M.G. Messina and W.H. Conner (ed.) Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Lynn DH (2007) *The ciliated protozoa: characterization, classification and guide to the literature*. 605 pp. Canada, Springer.
- Margalef R (1974) *Ecología*. Omega, Barcelona, España. 951 pp.
- Mariné MH (1998) Cianobacterias y algas de los suelos salobres del polígono Monegros II Bol. S.E.A. **24**, 89-90.
- Mitsch WJ & Gosselink JG (2007) *Wetlands*. John Wiley and Sons (ed).
- Morrás HJM (1999) Geochemical differentiation of quaternary sediments from the Pampean region based on soil phosphorus contents as detected in early 20th century. *Quaternary International* **62** 57-67.
- Müller H, W Foissner & T Weisse (2006) Role of soil in the life cycle of *Meseres corlissi* (Ciliophora: Oligotrichea): experiments with two clonal strains from the type locality, an astatic meadow pond. *Aquatic Microbial Ecology* **42** 109-208.
- Muñoz Arboleda F (2006) Descomposición y liberación de nutrientes desde las raíces finas de los sistemas agroforestales de cacao con sobras de poró y laurel, en Turrialba, Costa Rica. Artículo derivado de la tesis de Maestría sustentada en el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza-CATIE. Turrialba, Costa Rica. REC.: 13-02-06 ACCEPT.: 26-04-06

- Nakasone H, Akhtar Abbas M & Kuroda H (2004) Nitrogen transport and transformation in pached soils columns from paddy fields. *Paddy Water Environ* **2** 115-124.
- Neiff JJ (1996) Large rivers of South America: toward the new approach. *Verh.Internat.Verein.Limnol* **26** 167-180.
- Newman S, McCormick PV, Miao SL, Lain JA, Kennedy C & O'Dell MB (2004) The effect of phosphorus enrichment on the nutrient status of a northern Everglades slough. *Wetlands Ecology and Management* **12** 63-79.
- Neue HU (1985) Organic matter dynamics in wetland soils. In: Wetland soils: Characterization, c.a.u. (ed), pp. 109-122, Philippines, Los Baños.
- Nielsen DL, Hillman TJ, Smith FJ & RJ Shiel (2002) The influence of seasonality and duration of flooding on zooplankton in experimental billabongs. *River Research and Applications*, **18**, 227-237.
- Nogrady T (ed) (1993) *Rotifera. Vol 1: Biology, Ecology and Systematics. Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world 4*. SPB Academic Publishing bv.
- Novelo E & R Tavera (2003) The role of periphyton in the regulation and supply of nutrients in a wetland at El Edén, Quintana Roo. En: Gómez-Pompa, A; S. Fedick and M. Allen (Eds.) *Lowland Maya area: Three Millennia at the Human – Wildland Interface*. The Haworth Press. Binghampton. pp. 217-239
- O´Farrell I (1993) Phytoplankton ecology and limnology of the Salado River (Buenos Aires, Argentina). *Hydrobiologia* **271**, 169-178.
- Odum EP (1969) The strategy of ecosystem development. *Science* **164** 262-270.
- Pandey DC (1965) A study of the algae from paddy soils of Ballia and Ghazipur districts of Uttar Pradesh, India. I. Cultural and ecological considerations. *Nova Hedwigia* **9**, 299-334.
- Pant HK & Reddy KR (2003) Potential internal loading of phosphorus in a wetland constructed in agricultural land. *Water Research* **37** 965-972.
- Petersen RC & Cummins KW (1974) Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biology* **4** 343-368.
- Piehler MF, Dyble J, Moisander PH, Pinckney JL & Pearl HW (2002) Effects of modified nutrient concentrations and ratios on the structure and function of the native phytoplankton community in the Neuse River Estuary, North Carolina, USA. *Aquatic Ecology* **36** 371-385.
- Pinna M & Basset A (2004) Summer drought disturbance on plant detritus decomposition processes in three River Tirso (Sardina, Itlay) sub-basins. *Hydrobiologia* **522** 311-319.

- Poi de Neiff A, Neiff JJ & Casco SL (2006) Litter decomposition in three wetland type Paraná river floodplain. *Wetlands* **26** (2), 558-566.
- Ponnamperuma FN (1972) The chemistry of submerged soils. *Adv. Agron* **24** 29-96.
- Ponnamperuma FN (1985) Chemical kinetics of wetland rice soils relative to soil fertility. In: Wetland soils: characterization, classification, and utilization: proceedings of a workshop, Banta SJ, United States. Soil Management Support Services, Bureau of Soils Filipinas, International Rice Research Institute (IRRI). Philippines, pp: 71 – 90.
- Quaíni KP, Gabellone NA & LC Solari (2008) Dinámica de formas inorgánicas de nitrógeno en suelos inundados de la cuenca del río Salado: experiencia *in situ* *Biología Acuática* **24** 63-72.
- Qualls RG & Richardson CJ (2000) Phosphorus enrichment effects litter decomposition, immobilization and soil microbial phosphorus in wetland mesocosms. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **64** 799-808.
- Ramanathan KR (1964) Ulothrales in New Delhi. In: Indian Council of Agricultural research, I.C.A.R. 188 pp.
- Reddy KR & RD DeLaune (2008) *Biogeochemistry of Wetlands. Science and Applications*. EUA, New York.
- Reynolds CS (1997) Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory. Ecology Institute, Germany.
- Richardson, J. L., Mody, N. S., and Stacey, M. E. (1996). Diatoms and water quality in Lancaster County (PA) streams: a 45-year perspective. *Pennsylvania Acad. Sci.* **70**:30-9
- Rillo SN, Richmond PF, Ventimiglia LA, Mazzei M, Masci C & AC Urquiza (2006) Estudio de la secuencia raigrás/ soja, sobre el rendimiento en grano, algunos parámetros de calidad del suelo y la dinámica del agua. *INTA Publicaciones Regionales. Resultados de Experiencia Campaña 2005-2006*.
- Rodusky AJ, Steinman AD, East TL, Sharfstein B & RH Meeker (2001) Periphyton nutrient limitations and other potential growth-controlling factors in Lake Okeechobee, U.S.A. *Hydrobiologia* **448** 27-39.
- Roger PA (1996) *Biology and management of the floodwater ecosystem in ricefields*. IRRI (International Rice Research Institute), Los Baños, Philippines. 250 pp.
- Ruppert EE & Barnes RD (1995) *Zoología de los invertebrados*. McGraw-Hill Interamericana (Eds) Sexta edición. México.1114 pp.
- Sainz Rozas HR, HE Echeverría & PI Picone (2001) Denitrification in maize under no-tillage: Effect of nitrogen rate and application time. *Soil Science Soc Am J* **65** 1314-1323.

- Sainz Rozas HR, HE Echeverría & PA Barbieri (2004) Pérdidas por desnitrificación en un suelo bajo siembra directa en función de la presencia de plantas de maíz y de la dosis de nitrógeno. *Ciencia del Suelo* **22** 27- 35.
- Savant NK & De Datta SK (1982) Nitrogen transformations in wetland rice soils. *Adv. Agron* **35** 241-303.
- Scheffer M (1998) Ecology of shallow lakes. Chapman and Hall, 357 pp.
- Schroder T (2005) Diapause in monogonont rotifers. *Hydrobiologia* **546**, 291–306.
- Schulz R, Peall SKC, Dabrowski JM & Reinecke AJ (2001) Current-use insecticides, phosphates and suspended solids in the Lourens River, Western Cape, during the first rainfall event of the wet season. *Water SA* **27** (1).
- Schwarz MVJ & Frenzel P (2003) Population dynamics and ecology of ciliates (Protozoa, Ciliophora) in an anoxic rice field soil. *Biol Fertil Soils* **38** 245-252.
- Scinto LJ & KR Reddy (2003) Biotic and abiotic uptake of phosphorus by periphyton in a sub-tropical freshwater wetland. *Aquat. Bot.* **77** 202–222.
- Serrano L & C Guisande (1990) Effects of Polyphenolic Compounds on Phytoplankton. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **24** (1), 282-282.
- Sharpley AN, Hedley MJ, Sibbesen E, Hillbricht-Ilkowska A, House A & L, Ryszkowski (1995) Phosphorus transfers from terrestrial to aquatic ecosystem. In: pp. 1-43, SCOPE.
- Shure DJ, Gottschalk MR & KA Parsons (1986) Litter decomposition processes in a floodplain forest. *Am Midl Nat* **115** 314-327
- Singh RN (1961) The role of blue-green algae in nitrogen economy of indian agriculture. New Delhi: Indian Council for Agricultural Research.
- Solari LC, Claps MC & Gabellone NA (2002) River backwater pond interactions in the lower basin of the Salado River (Buenos Aires, Argentina). *Arch. Hydrobiol. Suppl* **141** (1/2), 99-119.
- Svendsen LM & B Kronvang (1993) Retention of nitrogen and phosphorus in a Danish lowland river system: implications for the export from the watershed. *Hydrobiologia* **251** 123-135.
- Svendsen LM, Kronvang B, Kristensen P, & Græbøl P (1995) Dynamics of phosphorus compounds in a lowland river system: importance of a retention and non-point sources. *Hydrological processes* **9** 119-142.
- Thind HS & Rowell (1999) Effects of algae and fertilizer- nitrogen on pH, Eh and depth of aerobic soil in laboratory columns of a flooded sandy loam. *Biol Fertil Soils* **28** 162-168.
- Tusneem ME & Patrick Jr WH (1971) Nitrogen transformations in waterlogged soil. *La. Agr. Exp. Sta. Bull.* (657), 3-75.

- Ventimiglia LA, Carta HG y Rillo SN (2000) Soja: nutrición nitrogenada. *Revista de tecnología agropecuaria, INTA* **5** (14).
- Viner AB (1984) Laboratory experiments on the effects of light and temperature on the uptake of nutrients by Lake Rotongaio phytoplankton. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **18** 323-340.
- Walbridge MR (1993) Functions and values of forested wetlands in the southern United States. *J. For.* **91**, 15-19.
- Watanabe I & PA Roger (1985) Ecology of flooded rice fields. In: Wetland soils: Characterization, classification and utilization. International Rice Research Institute (IRRI). Los Baños, Philippines. 229-243 pp.
- Wetzel RG (1993) Microcommunities and microgradients: linking nutrient regeneration, microbial mutualism, and high sustained aquatic primary production. *Neth. J. Aquat. Ecol.* 27:3-9.
- Wetzel RG (2001) Limnology: Lake and River Ecosystems. Academic Press 850 pp.
- Wider RK & GE Lang (1982) A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. *Ecology* **63** (6), 1636-1642.
- Wolfgang Flaig (1984). Soil organic matter as a source of nutrients p: 73-92. In: Organic Matter and Rice. Intern. Rice Res. Inst. (IRRI). Banta S and Mendoza CV. IRRI. Filipinas, p 631.
- Zhang G-L & Gong Z-T (2003) Pedogenic evolution of paddy soils in different soil landscapes. *Geoderma* **115**, 15-29.

CAPÍTULO VI. CONCLUSIONES

VI.1. Dinámica de N, P y variables relacionadas

Se describen a continuación los datos más relevantes de la inundación de los suelos con distinto uso y topografía con respecto a la dinámica de nutrientes y variables relacionadas.

Condiciones previas a la inundación

- El nitrato edáfico previo a la inundación es marcadamente mayor en zonas deprimidas debido a la acumulación desde zonas más altas y el drenaje deficiente contribuye a aumentar ese efecto.

1-5 días después de la inundación

Los principales efectos de la inundación son:

- El consumo biológico y los procesos químicos que tienen lugar inmediatamente luego de la inundación ocasionan una rápida disminución del oxígeno disuelto en el agua luego de un solo día de inundación así como la disminución del pH.
- El agua de inundación y el suelo se transforman en ambientes reductores, y este efecto es más acentuado en el suelo.
- Notable aceleración de la descomposición de la materia orgánica, que resulta en la disminución de oxígeno del agua así como la liberación de nutrientes y sustancias orgánicas que le dan color al agua.
- Aumento marcado del PRS en el agua de inundación y notable disminución del contenido de PT edáfico entre el primer y tercer día después de la inundación. El P en este momento está representado mayoritariamente por P inorgánico.
- Se produce una marcada disminución del C y materia orgánica edáficos los primeros tres días por mineralización y disolución, lo que resulta en un rápido aumento de N inorgánico y materia orgánica en el agua de inundación.
- Pérdida de nitrato por desnitrificación a los 4 – 5 días de la inundación debido a las condiciones anaeróbicas del suelo creadas como consecuencia

de la inundación; también por posible percolación hacia zonas profundas del perfil.

- La disminución de OD en el agua conduce a una disminución de la nitrificación, contribuyendo a la disminución de nitrato y acumulación de amonio en el agua.
- El efecto neto de cinco días de inundación es un aumento de nitrato, que produciría un efecto benéfico a corto plazo en los cultivos luego de la inundación.

15 días después de la inundación

- Desde este momento disminuye la tasa de descomposición de la materia orgánica en el agua de inundación.
- Se produce la mayor disminución de PRS y nitrato por el aumento de la densidad y biomasa algal.

30 días después de la inundación

- Marcado aumento del nivel de OD en el agua debido a la elevada actividad fotosintética.
- pH de valores cercanos a la neutralidad.
- Marcado aumento del PT en el agua, con más del 85% como P orgánico que representa el P asimilado por las microalgas y transferido a otros niveles tróficos, así como también a las partículas que resultan de la descomposición de los restos vegetales sumergidos.

60 días después de la inundación

- La concentración de OD del agua sobre el suelo es elevada si se desarrolla una sucesión autotrófica (la fotosíntesis es el proceso energético dominante) como ocurrió en la media loma; mientras que en la depresión, el desarrollo de una sucesión heterotrófica en el agua de inundación (la respiración es el proceso dominante) produce bajas concentraciones de OD en el agua a los dos meses de la inundación.
- Un alto contenido de materia orgánica inicial favorece el desarrollo de una sucesión heterotrófica.

- En el agua de la media loma (sucesión autotrófica) el pH y potencial redox son mayores que en el bajo (sucesión heterotrófica), ya que ambas son variables íntimamente relacionadas al nivel de OD del agua.
- La sucesión autotrófica conduce a una baja concentración de PRS en el agua debido al gran consumo de las algas durante todo el periodo, mientras que en sistemas con sucesión heterotrófica los elevados niveles de PRS revelan por un lado, un consumo muy inferior y por otro, una activa mineralización de la materia orgánica.
- El P en este momento está representado mayoritariamente por P orgánico.
- La concentración de nitrato en el agua refleja durante toda la inundación, la demanda por los productores en la media loma, y el aumento de nitrato a los 60 días responde a una disminución de esta comunidad. En el bajo, la concentración de nitrato estaría respondiendo a la asimilación por los productores y a la liberación por mineralización.
- Cuando la biomasa de las microalgas es elevada pero dominan especies fijadoras de N, la producción de nitrato puede superar el consumo, resultando en un importante aumento (bajo).

Condiciones del suelo después de 60 días de inundación

- El PT edáfico después de la inundación disminuye en el suelo que mayor concentración de PT presentaba antes de la inundación, pero aumenta levemente en el que presentaba menor concentración.
- El efecto de la inundación de los suelos de la loma y media loma es un aumento de nitrato en el primer caso, con una breve inundación pero casi sin cambios con respecto al nitrato edáfico en la media loma inundado por dos meses. Este efecto se mantiene aún con pérdida neta de N edáfico.

VI.2. Efectos de la sucesión en la disponibilidad de nutrientes

Se describen a continuación los datos relevantes de la sucesión de los microorganismos acuáticos que se desarrollan en el agua de inundación sobre los suelos con distinto uso y topografía de Valdés (25 de Mayo).

Etapa inicial: 1-5 días después de la inundación

- La densidad algal es muy baja pero se registran representantes de los principales grupos de productores y consumidores, indicando la presencia de un banco de microorganismos en el suelo.
- Se encuentran especies características del suelo pero la mayoría son típicas de ambientes acuáticos (con elevada proporción de especies registradas en el río Salado), sugiriendo que las inundaciones son un elemento característico y clave en la evolución de estos ambientes.
- La comunidad acuática de algas que se desarrolla durante la inundación proviene principalmente del suelo, a partir de formas de resistencia o de formas que se conservan por la humedad del suelo en momentos en que éste no está inundado.
- El rápido aumento de la biomasa y densidad de productores y consumidores, estaría indicando la aparición de especies del tipo estrategia 'r' en la etapa inicial de la sucesión. Son especies pioneras en ambientes perturbados, con ciclos de vida cortos y simples, oportunistas, que desaparecen en pocos días y no muestran una relación clara entre ellas ni con los nutrientes del medio.
- Las formas disponibles de P y N se encuentran principalmente en el agua de inundación y no en los organismos (nutrientes extrabióticos), y la dinámica de los nutrientes no está influenciada por la comunidad.
- En la etapa inicial dominan las clorofitas y codominan las cianobacterias por su habilidad para soportar desecación. En cuanto a los hábitos de vida, si bien en el agua libre dominan especies típicas de vida libre, en la etapa inicial co-dominan formas típicas del suelo y de hábitos bentónicos.
- No se desarrolla una comunidad perifítica importante en tan poco tiempo.
- Se encuentran principalmente consumidores primarios con hábitos alimenticios característicos de etapas tempranas en la sucesión (filtradores de partículas orgánicas y bacterívoros).

Etapa final: 60 días después de la inundación

- Con un mayor tiempo de desarrollo la complejidad de la comunidad de productores y consumidores es elevada, con una alta riqueza de grupos de

- microalgas, riqueza específica, abundancia y asociaciones interespecíficas, características de etapas avanzadas en la sucesión.
- El consumo biológico disminuye el nivel de nutrientes en el agua, mientras que la mineralización de la materia orgánica representa la principal fuente de liberación de PRS y NH_4^+ que permite la continuidad de las comunidades; además, la elevada concentración de OD, producto de una fuerte actividad fotosintética durante la inundación, posibilita la nitrificación; indicando todos estos procesos que los nutrientes en el agua están controlados por los microorganismos productores.
 - Las formas de P y N que estaban disponibles en el agua al inicio de la inundación (nutrientes extrabióticos) fueron incorporados por los productores y de estos al resto de la comunidad (nutrientes intrabióticos), indicando la transformación de las fracciones inorgánicas en orgánicas durante la inundación.
 - El balance neto de N edáfico luego de la inundación (sin tener en cuenta la biomasa que queda sobre el suelo) resulta en un aumento importante en suelos de la loma, un leve aumento en topografía intermedia (media loma) y un aumento excesivo en el suelo del bajo. - Con respecto al contenido de nitrato edáfico post-inundación aumenta en todos los suelos pero es extraordinariamente elevado en el suelo del bajo, probablemente debido a la liberación por descomposición de la materia orgánica que fue mayor en este sitio, a la impermeabilidad del suelo que no permitió la movilización hacia zonas más profundas del perfil, a la fijación de N que se produjo hacia el final de la inundación, a que ya en el suelo previo a la inundación fue el sitio de mayor concentración ya que allí se acumula y no se extrae por cosecha como en los de la media loma, y finalmente porque los microproductores acuáticos fueron mas escasos y el consumo fue menor.
 - La topografía influye en la composición específica de las comunidades acuáticas, probablemente porque la distinta humedad del suelo en momentos en que no está inundado resulta en la conformación de comunidades edáficas diferentes. Suelos que permanecen mayor tiempo húmedos (bajo) conservan una comunidad algal edáfica distinta a aquellos suelos que permanecen menos tiempo húmedos (media loma y loma).
 - También la densidad de las microalgas y consumidores durante la inundación difiere entre topografías, posiblemente relacionado a la

conformación de las comunidades en la etapa inicial. Cuando la comunidad de consumidores se establece desde etapas tempranas, la comunidad de productores es regulada por el nivel trófico superior (control top-down), mientras que cuando los productores no presentan este tipo de control desde el inicio de la sucesión, son ellos los que dominan durante la mayor parte del tiempo y son los nutrientes los que limitan su desarrollo (control bottom-up).

- La dinámica de la abundancia y biomasa de las comunidades acuáticas (productores y consumidores) durante la inundación son notablemente similares entre suelo mixto y agrícola de una misma topografía; sin embargo, sus valores absolutos están directamente relacionados al nivel de PRS en el agua.
- Al inicio de la inundación, los altos niveles de nutrientes y condiciones fluctuantes del ambiente conducen a un aumento algal de especies pioneras estrategas 'r', mientras que en etapas avanzadas de la sucesión, con bajos niveles de nutrientes, se desarrollan especies del tipo estrategia 'K' de ciclos más complejos y largos, con un uso más eficiente de los nutrientes y responsables de la regulación de la concentración de nutrientes en el sistema.
- Sistemas con alta proporción de consumidores con respecto a los productores conducen a una sucesión heterotrófica, con bajos niveles de OD, mientras que sistemas con mayor proporción de productores por sobre los consumidores conducen a una sucesión autotrófica con altos niveles de OD.

VI.3 Diferencias de los efectos de la inundación en suelos con distinto uso

- Con la inundación, se produce la mayor transferencia de P del suelo al agua en el suelo sin uso, y la menor en el suelo agrícola.
- Durante toda la inundación los valores de PRS del agua son similares en los suelos sin uso y mixto y mayores a los del suelo agrícola.
- Como respuesta a una mayor concentración de PRS del agua sobre el suelo mixto, las densidades y biomasa de organismos son marcadamente

mayores con respecto a las del suelo agrícola, pero la dinámica de ambas variables es muy similar entre ambos suelos.

VI.4. Efectos de la inundación sobre cuerpos de agua receptores (río) y la fertilidad del suelo

Luego de una inundación: el agua puede permanecer sobre el suelo hasta evaporarse completamente, o puede escurrir hacia zonas más bajas, con una velocidad que va a depender de la topografía del paisaje. La calidad de agua de escurrimiento y fertilidad del suelo inundado estarán fuertemente influenciadas por el tiempo de permanencia del agua.

En el caso que el agua de inundación se evapore en el mismo sitio, el suelo puede sufrir modificaciones en base al tiempo que el agua permanezca allí pero no se verá modificada la calidad de agua de los cuerpos receptores ubicados aguas abajo. Si el agua luego de inundar el suelo escurre desde la planicie de inundación hacia cuerpos de agua receptores, el impacto sobre estos va a depender del tiempo que el agua haya permanecido sobre el suelo. A continuación se detallan los efectos más significativos de la inundación para distintos momentos de evaporación o escurrimiento:

Inundaciones de corta duración (1-5 días)

- **El agua** que **escurre** un día después de haber permanecido sobre el suelo, presenta una elevada concentración de PRS, nitrato y amonio debido a que han sido incorporados desde el suelo. La concentración de nitrato es máxima a los tres días, y aproximadamente desde ese momento comienza a disminuir por desnitrificación. El PRS aumenta al máximo su concentración durante los primeros 2 días, y después varía según el suelo (en el agrícola disminuye y en el mixto aumenta con respecto al nivel inicial). El nivel de OD del agua disminuye ya el primer día y lo siguen haciendo a medida que pasan los días, lo mismo ocurre con el pH y el potencial redox, adquiriendo el agua condiciones típicamente reductoras. Asimismo, desde el primer día se

incorpora al agua materia orgánica disuelta, que acentúa la disminución de OD y además el agua adquiere un color característico por la incorporación de sustancias polifenólicas solubles.

Todo esto indica que el riesgo de contaminación de los cuerpos de agua receptores es muy elevado con pocos días de permanencia del agua sobre el suelo. En este sentido, el agua que escurra presentaría un menor riesgo si sufre mayor pérdida de N por desnitrificación o percolación, lo que parece ocurrir a partir del cuarto día. Sin embargo, en el caso de que ocurra percolación de nitrato, se estaría produciendo contaminación de las aguas subterráneas. El riesgo aumentaría si el agua proviene de suelos de uso mixto, donde los niveles de PRS en el agua son marcadamente mayores.

- **Con respecto a la fertilidad del suelo inundado y el posterior escurrimiento del agua**, se produce una importante pérdida de P del suelo que es mayor en los que presentaban mayor concentración antes de la inundación y un aumento de nitrato en el suelo, indicando que el escurrimiento del agua en los primeros días de la inundación tendría un efecto negativo importante en la disminución de la fertilidad del suelo.
- En el caso que el agua **se evapore** en el mismo sitio luego de haber permanecido unos cinco días sobre el suelo, gran parte del P, N y materia orgánica que estaban disueltos en el agua se reincorporarán al suelo, aunque aproximadamente desde el cuarto día se pierde N del agua por desnitrificación y probable percolación tanto de N como de P. Sin embargo, luego de la inundación el suelo presenta una mayor concentración de nitrato pero menor cantidad de materia orgánica. De esta forma, la pérdida de P y materia orgánica resultaría en una importante disminución de la fertilidad del suelo con sólo cinco días de inundación y si bien se incorpora nitrato, el sistema pierde N por desnitrificación.

Inundaciones de intermedia duración (30 días)

- Teniendo en cuenta que el agua permanece 30 días sobre el **suelo**, éste sufre una pérdida importante de PT y el **agua** registra un marcado aumento de P en forma orgánica. Sin embargo, la concentración de PRS así como también de nitrato del agua, es mínima por el alto desarrollo de las comunidades algales, que además aumentan notablemente la concentración de OD en el agua. La **escorrentía** en este momento representaría la disminución de la fertilidad del suelo de forma importante, pero el agua presentaría una muy baja concentración de nutrientes extrabióticos aunque con elevado contenido de organismos acuáticos vivos, representando esto la exportación de nutrientes intrabióticos e incorporación de especies alóctonas a los cuerpos de agua receptores.

Los cuerpos de agua receptores que reciban aguas de sitios con control 'botton-up' de sus comunidades luego de un mes de inundación, contendrán aguas con muy bajo nivel de nutrientes (PRS y nitrato) pero con alto contenido de biomasa viva (principalmente algas).

Con la **evaporación** del agua a los 30 días, se estarían reincorporando al suelo tanto los nutrientes, que se encuentran formando parte de los microorganismos (nutrientes intrabióticos), como materia orgánica lábil. La desnitrificación deja de ser importante con el alto nivel de OD como producto de una fuerte actividad fotosintética.

Inundaciones prolongadas (60 días)

- El **agua** presentará elevada concentración de OD en sistemas acuáticos autotróficos pero baja en sistemas heterotróficos.
- Si el agua de **escurrimiento** proviene de **sistemas autotróficos**, el agua presentará bajas concentraciones de nutrientes extrabióticos porque fueron incorporados por los organismos, sin embargo, con la disminución de la biomasa de los productores en este momento, el consumo disminuye y la concentración de nitrato puede ser levemente mayor al mismo a los 30 días.
- Si el agua de escurrimiento proviene de un **sistema acuático heterotrófico**, la concentración de nutrientes es elevada porque la materia

orgánica libera nutrientes a medida que se descompone y su consumo es bajo porque la comunidad productora no es tan importante.

- Los cuerpos de agua receptores que reciban aguas con control 'botton-up' de sus comunidades acuáticas, contendrán bajo nivel de nutrientes y de biomasa viva, mientras que, cuando el agua provenga de un sitio con control 'top-down', el agua tendrá una mayor carga de nutrientes y alto contenido de biomasa viva.

- **En el caso que el agua de inundación se evapore** en el mismo sitio a los 60 días, el nitrato es mayor al nivel inicial y si bien el balance general de esta fracción es positivo, es menor a la que sufre el suelo inundado por sólo cinco días. La mayor parte del P y N se encuentran en forma intrabiótica y por lo tanto gran parte de estos serán reincorporados al suelo en forma de P y N orgánicos (materia orgánica lábil).

- El aumento de **materia orgánica lábil** en el suelo puede resultar beneficioso teniendo en cuenta que un alto contenido de materia orgánica edáfica significa un aumento en la fertilidad del suelo, además, la materia orgánica representa un reservorio de nutrientes, regula los ciclos biogeoquímicos, le confiere estructura al suelo, amortigua los cambios de pH, retiene la humedad y estimula la actividad biológica.

VI.5 Conclusiones generales

- El oxígeno disuelto del agua desciende el primer día de la inundación entre un 30 y un 45% y sigue disminuyendo hasta el quinto día, debido al rápido consumo por los organismos aeróbicos y procesos químicos de oxidación y difusión entre el agua y el suelo. En etapas avanzadas el aumento del oxígeno disuelto se debe a la actividad fotosintética.

- Los niveles de oxígeno influyen marcadamente sobre el pH y en el potencial redox en el agua sobre los suelos de Valdés, que son variables claves del ecosistema porque determinan las condiciones del ambiente estableciendo la ocurrencia y velocidad de los principales procesos ecológicos en el sistema.

- Los valores del potencial redox registrados en el agua de inundación sobre los suelos estudiados corresponden en general a los de un ambiente en estado moderadamente reducido.

- La más rápida y marcada disminución del potencial redox se midió en el suelo inundado por cinco días, donde no fue posible la recuperación debido a que el escaso tiempo de inundación produjo un desarrollo pobre de los productores primarios hasta ese momento.

- La descomposición de la materia orgánica (MO) resulta en la liberación de las formas disponibles de los nutrientes y representa una fuente muy importante de aporte de nutrientes en estos ambientes.

- La descomposición es muy rápida en los primeros días de la inundación y se desacelera a partir de los 15 días. El material vegetal se reduce a la mitad de su peso a los dos meses de la inundación y a un 20% a los cuatro meses. Este proceso cobra importancia en suelos con alto contenido de material vegetal en el momento de la inundación, con sus efectos sobre los cuerpos de agua receptores.

- La liberación de N y P inorgánicos al agua al inicio de la inundación se debería a la disolución y mineralización de ambos nutrientes desde el suelo y a la descomposición de la materia orgánica, mientras que el material orgánico más recalcitrante representa una fuente de N y P inorgánicos de liberación más lenta.

- La dinámica de la descomposición de la MO en condiciones de suelo inundado, está fuertemente influenciada por el tiempo de inundación pero sin incidir significativamente el uso del suelo.

- La fracción de P biodisponible (PRS) registró entre el primer y tercer día un aumento mayor al 100%, indicando que la difusión de P se produce rápidamente desde el suelo al agua cuando ocurre la inundación.

- El P de los suelos inundados por cinco días estuvo mayoritariamente representado por la fracción inorgánica, mientras que los que estuvieron inundados dos meses, el PT estuvo representado desde los 30 días mayoritariamente por la fracción orgánica debido al aumento de biomasa de microorganismos que consumieron la fracción orgánica (P intrabiótico).

- Suelos con bajos niveles de PT pueden representar los mayores factores de riesgo en la eutrofización de cuerpos de agua asociados que reciben agua por escorrentía luego de una inundación, ya que depende en qué forma se encuentra el P edáfico antes de la inundación.

- Suelos agrícolas incorporan menor cantidad de fósforo disponible al agua probablemente debido a la exportación de P que se produce desde el suelo con la cosecha.

- Dado que la incorporación de grandes cantidades de P al agua es un proceso inmediato luego de la inundación sería conveniente que la aplicación de P (fertilizante) se realice en la mínima dosis necesaria recomendando para esto una evaluación del contenido de P edáfico previo a la aplicación, permeabilidad del suelo, contenido de Fe, eficiencia de asimilación del cultivo y calendario de lluvias, significando esto un beneficio económico para el productor y un menor riesgo de contaminación de los cuerpos de agua asociados de la planicie de inundación.

- Por otro lado, a la hora de evaluar el riesgo de un suelo para producir eutrofización en los cuerpos de agua receptores, deberán tenerse en cuenta además de la topografía, el calendario agrícola, cantidad y tipo de fertilizante aplicado, así como la eficiencia del cultivo para asimilarlo y la cantidad de detritos vegetales que quedan sobre el suelo.

- La pérdida de P del suelo un día después de la inundación es proporcional a la concentración de P que presentaba el suelo antes de ser inundado. Sin embargo, la incorporación de PRS al agua en este primer día no es proporcional a la concentración inicial de PT del suelo, indicando que con la inundación, suelos con niveles relativamente bajos de PT pueden producir mayor enriquecimiento de P en el agua que aquellos con mayores niveles de P.

- Luego del drástico aumento inicial de P al agua por transferencia desde el suelo, en los casos de inundación prolongada, los cambios más importantes con respecto al P se generan por el consumo por parte de los microorganismos acuáticos que hacen disminuir notablemente el PRS del agua y aumentar el P orgánico a partir de los 15 días, y por la liberación desde los detritos vegetales de la vegetación que quedó sumergida, que aumentan marcadamente el P en el agua a partir de los 30 días.

- Luego de la inundación, las nuevas condiciones aeróbicas del suelo aceleran la descomposición de la materia orgánica acumulada, liberando nutrientes disponibles para los cultivos que allí crezcan.

- Con un corto periodo de inundación, la mayor parte del P proveniente del suelo se encuentra como PRS (P extrabiótico) porque el consumo por los productores es despreciable por su escaso desarrollo, mientras que cuando la inundación es mayor a 15 días, el P ha sido asimilado por los organismos (P intrabiótico) y además aumenta notablemente por descomposición, resultando en un aumento muy significativo del P en forma orgánica, lo que indica que distintos periodos de inundación tienen incidencia directa en cuanto a la forma y cantidad en que el P se encuentra en el agua.

- En estos ambientes la transformación del P y N extrabióticos en intrabióticos, puede reducir el riesgo de eutrofización de ambientes aguas abajo, resaltando la función de filtro de la planicie de inundación en la retención de P y N por inmovilización microbiológica.

- La incorporación de P desde el suelo al agua parece alcanzar un equilibrio dinámico entre ambos subsistemas, resultando en una concentración más estable en el suelo, pero variable en el agua debido al aporte que recibe por la mineralización de la MO.

- Las condiciones anaeróbicas del suelo establecidas entre los tres a cinco días de la inundación, conducen a la disminución del oxígeno disuelto del agua y a la pérdida de N edáfico por desnitrificación; como resultado, la concentración de nitrato en el agua disminuye por difusión hacia el suelo por un lado y debido a la disminución de la nitrificación por otro. Sin embargo, cuando el suelo permanece inundado más tiempo, la elevada actividad fotosintética aumenta los niveles de oxígeno en el agua y se reanuda la nitrificación y detiene la desnitrificación. Esto demuestra la influencia de los organismos en las condiciones del medio como la disponibilidad de nutrientes, el nivel de oxígeno disuelto y la determinación de la ocurrencia o no de ciertos procesos, todo esto resulta en un ambiente físico controlado por la comunidad biológica.

- La topografía afecta el contenido de nitrato que contenga el suelo luego de la inundación. Con cinco días de inundación, los suelos de zonas más altas

aumentan marcadamente la concentración de nitrato. Por otro lado, cuando el suelo permanece inundado dos meses, el aumento es casi insignificante, si los nutrientes son intrabióticos porque en el agua tuvo lugar una sucesión del tipo autotrófica (media loma), mientras que si la sucesión fue heterotrófica los nutrientes están en estado extrabiótico y el aumento de nitrato al suelo luego de la inundación será muy marcado (bajo).

- El tipo de drenaje del suelo es determinante en la concentración de nitrato en el suelo una vez seco. Con igual tiempo de permanencia la depresión en forma de "cubeta" del bajo que presenta una mayor impermeabilidad del suelo registra mayores concentraciones de nitrato con respecto a los otros suelos, en los cuales el agua de lluvia tiende a escurrir hacia zonas más bajas.

- Los resultados de este trabajo sugieren que en épocas de sequía, el uso del bajo como suelo potencialmente útil para el cultivo puede representar una alternativa eficaz a la hora de cultivar sin adición de N como fertilizante. Hará falta analizar otras características que determinen la calidad del suelo para cultivar pero el hecho de una mayor humedad en momentos de sequía así como el elevado nivel de nutrientes son características deseables en un suelo a cultivar.

- El mayor riesgo de eutrofización se presenta si el agua de inundación escurre los primeros días de la inundación, mientras que la permanencia del agua por más de 15 días sobre el suelo produce una marcada disminución del nitrato incluso menor al agua original, lo que representa una disminución en el riesgo de eutrofización de cuerpos receptores. Sin embargo, los nutrientes están bajo la forma intrabiótica, por lo que su exportación junto con aguas de bajo nivel de nitrato también representaría un factor de riesgo de contaminación para otros cuerpos de agua, y la pérdida de fertilidad de los suelos.

- La pérdida de N por desnitrificación de la etapa inicial, representa una importante pérdida de fertilidad del suelo, sin embargo, representaría un proceso favorable en el caso que el agua escurra hacia otros cuerpos de agua, disminuyendo el riesgo de eutrofización.

- El aumento de la biomasa durante la inundación evitaría la pérdida de N por inmovilización.

- De los grupos algales registrados en el agua de inundación dominaron en riqueza específica y abundancia las clorofitas, principalmente las ulotricales; las diatomeas y cianobacterias co-dominaron alternativamente en la inundación.

- La riqueza es un parámetro que refleja claramente la similitud entre sitios de la misma topografía, y que presenta muy baja dispersión aún cuando para el resto de las variables presentan una muy marcada dispersión.

- La loma, inundada por solo cinco días, se caracterizó por la naturaleza efímera de las poblaciones de algas. En el sector del bajo, la complejidad de la comunidad de microalgas libres durante los dos meses de inundación, fue menor a la de la media loma, indicado no solo por una menor densidad, sino también por una menor riqueza de especies y de grupos algales.

- En etapas iniciales de la sucesión de la comunidad productora de vida libre, se encuentran especies de hábitos bentónicos y edáficos que son reemplazadas por formas de hábitos perifíticos en la etapa final de la inundación en todos los suelos.

- De los grupos dominantes de los consumidores de agua libre se destacaron los ciliados y los rotíferos durante todo el periodo y fueron componentes importantes en el circuito microbiológico.

- En los suelos de uso agrícola se registraron menores densidades que en el suelo mixto y una escasa riqueza de los consumidores de agua libre en casi todos los eventos de muestreo.

- La comunidad de consumidores alcanza una complejidad retrasada en el tiempo con respecto a la comunidad de productores libres. En la etapa final (45 – 60 días) aumentó la riqueza de grupos y hábitos, aparecieron especies de ciclo de vida más largo como larvas nauplii, adultos de copépodos calanoideos y ciclopoideos así como cladóceros y nematodos.

- El PRS es el factor determinante de la magnitud de la producción de biomasa algal de las comunidades del agua libre y perifítica e indirectamente de la abundancia de consumidores.

- En el bajo la abundancia de la comunidad de productores estuvo regulada por los consumidores, control del tipo 'top-down', mientras que en la media loma, el rápido consumo de nutrientes en la etapa inicial a intermedia por parte de los productores tanto del agua libre como perifíticos, causó una disminución en la biomasa de ambas comunidades y una disminución de los consumidores, producto de un control del tipo 'botton-up'.

- La comunidad perifítica que permanece con la humedad del suelo en momentos en que no está inundado, sería una importante fuente de inóculos que da origen a parte de la comunidad microalgal del agua libre. Muchos de estos organismos son capaces de crecer bajo condiciones físico-químicas muy variables, lo que representa una estrategia adaptativa que comparten varios microorganismos en estos ambientes.

- Dado que la mayoría de especies encontradas en el agua de inundación son típicas de ambientes acuáticos, su rápida aparición desde los primeros momentos de la inundación y dominancia durante el periodo de anegamiento indica que el disturbio de la inundación es un elemento característico en la evolución del ecosistema de la pampa húmeda.

- La mayor biomasa de la comunidad de productores desarrollada en el agua del suelo mixto estaría indicando que dicha variable está fuertemente influenciada por los niveles de PRS en el agua, y no tanto por los de nitrato.

- El desarrollo de unas pocas especies fijadoras de N al final del periodo de inundación, fue responsable de un mayor aumento del nitrato en el agua del suelo mixto que del agrícola.

- Los grupos más importantes del zoo-epifiton en el agua de inundación en los suelos con distinto uso y topografía, fueron los rotíferos y ciliados que se encontraron durante casi todo el periodo de inundación.

- Más de un 40% de la microflora y casi un 70% de la microfauna encontrados en el agua de inundación fueron registrados en el cauce principal del río, aún teniendo en cuenta que si bien ambos son parte de la cuenca del mismo río ambos sitios se encuentran separados por más de 50 km de distancia.

- Se destaca la importancia de estos ambientes inundables como fuente de inóculos de microorganismos al río.

- El registro de estructuras reproductivas al inicio y al final de la inundación tanto en la inundación de cinco días como en la de 60 días, parecería indicar, aún con un bajo nivel de complejidad de la comunidad periférica, no sólo que el sistema es sensible a las disminuciones de la columna de agua, sino también que podría responder a la finalización de la inundación debido a la aparición de estructuras de resistencia para una próxima inundación.

- Los sitios que sufren rápidos cambios en el nivel de agua se mantienen en un estado temprano de sucesión, mientras que aquellos con fluctuaciones hidrométricas más lentas alcanzan un mayor desarrollo y complejidad, que resulta en un mayor reciclado de nutrientes.

- La complejidad de la comunidad acuática es creciente con el tiempo de inundación y con el mantenimiento de condiciones relativamente estables del ambiente.

- Las condiciones fluctuantes del ambiente al inicio de la inundación conducen a un aumento inicial de biomasa algal de especies pioneras del tipo estrategias 'r' que persisten pocos días, mientras que en etapas avanzadas en la sucesión, la biomasa aumenta notablemente y se desarrollan especies del tipo estrategias 'K' que son las que regulan la concentración de nutrientes en el sistema.

- Con dos meses de permanencia del agua sobre el suelo, en la media loma, la alta densidad y biomasa de la comunidad de productores que resultó en altos valores de oxígeno disuelto en el agua, parece haber conducido a que el proceso energético predominante en el sistema haya sido la fotosíntesis por sobre la respiración (sistema autotrófico); mientras que en el bajo, las bajas densidades de microalgas en la inundación así como las bajas concentraciones de oxígeno disuelto y los altos valores de densidad de consumidores, indican la preponderancia del proceso respiratorio por sobre el fotosintético (sistema heterotrófico).

- A pesar de la gran desviación que presentaron las réplicas en cuanto a la composición de especies y abundancia, la riqueza específica fue notablemente similar entre ellas para los mismos momentos.

- El tamaño de las clausuras en la experiencia *in situ* permitió trabajar con un sistema delimitado y entender mejor los procesos del flujo de nutrientes y de sucesión de un sistema que a mayor escala hubiese sido más complejo comprender, pues incluiría la interacción con otros sistemas.

CONCLUSIONES FINALES

- Dos meses de inundación representan un tiempo suficiente para permitir un alto desarrollo de la comunidad microalgal, aumento muy importante de la biomasa, mayor interacción entre especies en la comunidad, así como la regulación de la concentración de nutrientes en la columna de agua y el tiempo de permanencia de los elementos químicos fuera de los organismos es corto, indicando la presencia intrabiótica de los nutrientes, que es característico de un estado avanzado de la sucesión. Por el contrario, un corto periodo de inundación ocasiona un escaso desarrollo de biomasa de microorganismos, característico de etapas tempranas en la sucesión ecológica, y la abundancia de los microproductores no alcanza a explicar la dinámica de los nutrientes en el agua (nutrientes extrabióticos).

- Con dos meses de permanencia del agua sobre el suelo, la dinámica de nutrientes muestra una estrecha relación con las comunidades de microorganismos acuáticos que allí se desarrollan.

- El papel de las algas es esencial en la regulación de los nutrientes de la columna de agua en estos ambientes inundados. Durante la fase de inundación, los nutrientes que pasan del suelo al agua son asimilados por las algas empobreciendo el agua y transformándolos en formas orgánicas junto con el resto de las comunidades acuáticas; luego, durante el periodo de desecación, esa biomasa se descompone y aporta los nutrientes enriqueciendo nuevamente al suelo. De esta forma, los nutrientes se reciclan activamente durante la alternancia de ciclos húmedos y secos, pasando por variadas formas y conduciendo al sistema a desarrollar una alta diversidad no solo biológica sino también de compuestos químicos.

- Los suelos con y sin uso presentan diferencias en la densidad y biomasa algal así como en la densidad de consumidores, dinámica de ambas comunidades en el tiempo, y composición microalgal.

- El menor impacto del agua de escorrentía sobre los cuerpos de agua receptores, lo producirán aquellos sistemas en los que los nutrientes sean intrabioticos y sus aguas presenten mayor concentración de oxígeno disuelto. De esta forma, el agua de mayor riesgo sería la que haya permanecido entre 1 y 3 días, encontrándose en el agua los máximos valores de PRS y nitrato y muy bajo nivel de oxígeno disuelto, pero también el agua del sector del bajo presenta un alto riesgo de eutrofización que es máximo a los 60 días, con las mayores concentraciones de ambos nutrientes y además una muy baja concentración de oxígeno disuelto y elevado nivel de biomasa viva.

- La frecuencia de inundación de un suelo es determinante en el tipo de comunidades que allí se desarrollan. Un suelo con mayor frecuencia de inundación mantiene una comunidad diferente a otro sitio cercano pero expuesto a distinta frecuencia e intensidad de humedad del suelo.

- Una inundación puede representar un factor de estrés para ciertas poblaciones de microorganismos así como un efecto nocivo para el uso antrópico que se hace de sus suelos, pero al mismo tiempo estaría jugando un papel fundamental sobre la evolución del ecosistema.