



Universitat de les Illes Balears

Departament de Biologia

**EFFECTES DEL REG AMB AIGÜES
RESIDUALS TRACTADES EN ELS SÒLS
I ELS CULTIUS**

TESI DOCTORAL

Maria Adrover Fiol

Directors de la tesi:

Dr. Jaume Vadell Adrover

Dr. Gabriel Moyà Niell

Palma, octubre 2010



Universitat de les Illes Balears

Departament de Biologia

**EFECTES DEL REG AMB AIGÜES
RESIDUALS TRACTADES EN ELS SÒLS
I ELS CULTIUS**

Memòria presentada per Maria Adrover Fiol per a optar al títol
de Doctora en Biologia de la Universitat de les Illes Balears

Vist i plau dels directors de la tesi:

Doctoranda:

Dr. Jaume Vadell

Dr. Gabriel Moyà

Maria Adrover

Palma, 11 d'octubre de 2010

Als meus pares

*Mai consideris l'estudi com una obligació
sinó com una oportunitat per a penetrar
en el bell i meravellós món del saber*

Albert Einstein

AGRAÏMENTS

El moment d'escriure aquestes línies és per a mi un dels més importants de la tesi, perquè significa que he arribat fins al final i perquè després de tots aquests anys de dedicació han estat moltes les persones que d'una manera o altre m'han ajudat i a qui vull expressar el meu agraïment.

En primer lloc vull donar les gràcies als meus directors de tesi, els Drs. Jaume Vadell i Biel Moyà. Gràcies a en Jaume per introduir-me en el món de l'edafologia i donar-me l'oportunitat d'investigar, per tot el que m'ha ensenyat i, sobretot, per la seva paciència i la seva capacitat per tranquil·litzar-me i animar-me quan les coses no sortien com esperàvem. A en Biel li vull agrair el suport que sempre m'ha donat i el seu punt de vista diferent que ha enriquit notablement aquest treball.

A na Cata li vull donar les gràcies per donar resposta a totes les consultes que li he anat fent al llarg de tots aquests anys. També a n'Isabel i a n'Elena, perquè sempre han estat dispostes a ajudar-me i a aconsellar-me i, especialment, per haver-me donat aquella darrera empenya i animar-me a acabar aquesta tesi, i a en Toni Martínez, juntament amb la resta de professors d'ecologia i fisiologia vegetal, per tot el seu suport.

També vull donar les gràcies a n'Edel per haver-me ensenyat la major part de les anàlisis de sòl, així com a en Toni, na Marga i en Jeroni, per la seva ajuda amb les anàlisis i per les bones estones que hem passat al laboratori. A na Caterina, la meva veïna de taula, li vull agrair els seus bons consells i, sobretot, els ànims que m'ha transmès amb el seu gran optimisme, i a na Perla, tot el seu suport en aquests darrers mesos d'experiències compartides. A la resta de companys amb qui he coincidit en algun moment en el laboratori o a la sala de becaris, els bons moments que hem compartit.

Al personal dels serveis científics, na Rosa, en Pau, en Jose i na Graciela, els agraeixo la seva paciència i les facilitats que m'han donat.

Gràcies als tècnics de laboratori, Pep Sastre, Pep Coves i Guillem, per la seva disponibilitat per ajudar-me i les seves bones idees que m'han facilitat molt la feina, i a les dones de la neteja, sobretot a n'Antonia, pel seu bon humor.

A tots els alumnes col·laboradors que en algun moment m'han ajudat amb la recollida de mostres i amb les anàlisis, especialment a en Juanma, na Bàrbara i na Natalie, per la seva disponibilitat quan els he necessitat i pel seu entusiasme amb la feina.

També vull agrair la col·laboració dels productors d'alfals del Pla de Sant Jordi, Pedro Pons, Antoni Ramis, Francisco Serra, Xavier Serra, Joan Llabrés i Maria Massana, i del personal de la depuradora de Santa Maria.

Gràcies als amics i amigues que al llarg d'aquest anys m'han escoltat i animat: na Maria Vidal, na Maria Eulàlia, en Mohcine, na Hanane, na Maria Marquès, na Damiana, n'Álvaro, en Pere, en Toni, n'Óscar, en Gori, na Marzia, en Gerardo, na Sílvia, els meus companys de feina actuals i de l'any passat i a tots els que en algun moment s'han interessat, m'han aconsellat i m'han animat a seguir.

Finalment vull donar les gràcies a la meva família en el sentit més ampli, als padrins, padrins joves, tios, ties i cosins, per ser un exemple de treball i esforç i perquè malgrat no entenguessin de què anava la cosa m'han donat el seu suport i els seus ànims. Vull fer una menció especial als meus padrins Miquel, Sebastiana i Joan que no han pogut veure el final d'aquesta tesi però sí el principi, per tot el que m'han donat. Al meu germà, que sempre m'ha fet costat i que, a més, m'ha aconsellat en el disseny de la portada. Als meus pares, perquè sempre han cregut en mi, per tota la paciència que han tengut al veure que això s'allargava i s'allargava, i per tantes i tantes coses!!! I a en Karim, per estar sempre al meu costat.

La present tesi s'ha realitzat en el marc del projecte titulat "Selección de especies leñosas y diseños de rehabilitación paisajística de riberas para la depuración de aguas residuales" (REN 2000-1236) del Ministeri de Medi Ambient. L'autora ha gaudit d'una beca del Programa Nacional de Formació de professorat universitari concedida pel Ministeri d'Educació i Cultura i d'un projecte d'investigació aplicada en agricultura, concedit per la Conselleria d'Agricultura i Pesca del Govern Balear.

ÍNDEX

1. INTRODUCCIÓ GENERAL	1
1.1. LES AIGÜES RESIDUALS.....	1
1.1.1. Origen	1
1.1.2. Tractament de les aigües residuals	3
1.2. EL REG AMB AIGÜES RESIDUALS TRACTADES.....	5
1.2.1. Antecedents	5
1.2.2. Beneficis ambientals	7
1.2.3. Problemàtica associada	8
1.2.4. Legislació	10
1.3. FERTILITAT I QUALITAT DEL SÒL.....	11
1.3.1. Fertilitat del sòl.....	11
1.3.2. La qualitat del sòl	14
1.3.3. Indicadors biològics de la qualitat del sòl.....	16
2. OBJECTIUS I ORGANITZACIÓ DEL TREBALL	21
3. METODOLOGIA	25
3.1. DISSENY DE LES EXPERIÈNCIES.....	25
3.1.1. Estudis de camp.....	25
3.1.1.1. Sòls regats amb aigües residuals tractades durant un llarg termini	25
3.1.1.2. El Pla de Sant Jordi	27
3.1.2. Estudis en contenidors	31
3.2. MOSTREIG I PREPARACIÓ DE MOSTRES	32
3.3. ANALÍTIQUES	35
3.3.1. Aigua.....	35
3.3.2. Sòl.....	39
3.3.2.1. Paràmetres físics	39

3.3.2.2. Paràmetres químics	41
3.3.2.3. Paràmetres biològics	48
3.3.3. Material vegetal.....	54
4. ESTUDI DE LA QUALITAT DELS SÒLS REGATS AMB AIGÜES RESIDUALS TRACTADES DURANT UN LLARG TERMINI A L'ILLA DE MALLORCA.....	57
4.1. PRESENCIA DE METALLS PESANTS A TERRES AGRÍCOLES DE MALLORCA. RELACIÓ AMB EL REG AMB AIGÜES RESIDUALS TRACTADES.....	57
4.1.1. Introducció	57
4.1.2. Material i mètodes	59
4.1.3. Resultats i discussió.....	62
4.1.4. Conclusions	71
4.2. PROPIETATS QUÍMIQUES I ACTIVITAT BIOLÒGICA A SÒLS DE MALLORCA REGATS DURANT MÉS DE VINT ANYS AMB AIGÜES RESIDUALS TRACTADES.....	72
4.2.1. Introducció	72
4.2.2. Material i mètodes	73
4.2.3. Resultats i discussió.....	75
4.2.4. Conclusions	82
5. COMPARACIÓ DE SÒLS REGATS AMB AIGÜES RESIDUALS TRACTADES I AMB AIGÜES SUBTERRÀNIES. EL CAS DEL PLA DE SANT JORDI.....	83
5.1. ESTRATIFICACIÓ EN FONDÀRIA DELS PARÀMETRES QUÍMICS I BIOLÒGICS DEL SÒL A TRES PARCEL·LES DEL PLA DE SANT JORDI.....	83
5.1.1. Introducció	83
5.1.2. Material i mètodes	84
5.1.3. Resultats i discussió.....	86
5.1.3.1. Nitrogen inorgànic	87
5.1.3.2. Fòsfor soluble	89

5.1.3.3. Conductivitat elèctrica	90
5.1.3.4. Carboni orgànic	91
5.1.3.5. Biomassa microbiana	94
5.1.3.6. Activitats enzimàtiques	94
5.1.3.7. Relacions entre paràmetres.....	99
5.1.4. Conclusions	102
5.2. VARIACIÓ ESTACIONAL DE PARÀMETRES QUÍMICS I BIOLÒGICS DEL SÒL EN CULTIUS D'ALFALS REGATS AMB AIGÜES RESIDUALS TRACTADES I AIGÜES SUBTERRÀNIES	103
5.2.1. Introducció	103
5.2.2. Material i mètodes	104
5.2.3. Resultats i discussió.....	107
5.2.3.1. Nitrogen inorgànic	107
5.2.3.2. Conductivitat elèctrica	110
5.2.3.3. Carboni orgànic soluble, respiració basal i biomassa microbiana.....	112
5.2.3.4. Activitats enzimàtiques	114
5.2.3.5. Relacions entre paràmetres.....	122
5.2.4. Conclusions	124
6. CREIXEMENT VEGETAL I ACTIVITAT BIOLÒGICA DEL SÒL DESPRÉS DEL REG AMB AIGÜES RESIDUALS TRACTADES DE DIFERENT ORIGEN.....	127
6.1. ÚS DEL CULTIU HIDROPÒNIC PER A AVALUAR L'APORTACIÓ DE NUTRIENTS DE LES AIGÜES RESIDUALS TRACTADES	127
6.1.1. Introducció	127
6.1.2. Material i mètodes	128
6.1.3. Resultats i discussió.....	130
6.1.4. Conclusions	134
6.2. EFECTE DEL REG AMB AIGÜES RESIDUALS TRACTADES SOBRE EL CREIXEMENT DE LA PLANTA I L'ACTIVITAT BIOLÒGICA DE TRES TIPOLOGIES DE SÒL.....	135
6.2.1. Introducció	135

6.2.2. Material i mètodes	136
6.2.2.1. Disseny experimental.....	136
6.2.2.2. Anàlisi de material vegetal.....	139
6.2.2.3. Anàlisis químiques i biològiques de sòl.....	140
6.2.2.4. Anàlisi estadística	140
6.2.3. Resultats i discussió.....	141
6.2.3.1. Efectes del tipus de sòl i del tractament d'aigua de reg en la producció i el contingut mineral de la biomassa aèria de l'ordi.....	141
6.2.3.2. Efectes del tipus de sòl, el tractament d'aigua de reg i la presència de planta en la biomassa microbiana i l'activitat biològica del sòl	144
6.2.3.3. Relacions entre paràmetres.....	154
6.2.4. Conclusions	156
7. DISCUSSIÓ GENERAL.....	159
7.1. EFECTES DEL REG AMB AIGÜES RESIDUALS TRACTADES SOBRE LES PROPIETATS QUÍMIQUES DEL SÒL.....	160
7.2. EFECTES DEL REG AMB AIGÜES RESIDUALS TRACTADES SOBRE LES PROPIETATS BIOLÒGIQUES DEL SÒL	164
7.3. EFECTES DEL REG AMB AIGÜES RESIDUALS TRACTADES SOBRE ELS CULTIUS	167
8. CONCLUSIONS FINALS	171
9. BIBLIOGRAFIA	175

ÍNDIX DE TAULES

Taula 1.1. Condicions que han de complir les aigües reutilitzades per al reg quan procedeixin d'aigües residuals urbanes o d'indústries els vessants de les quals tenguin característiques anàlogues a les urbanes	11
Taula 3.1. Localització de les parcel·les estudiades.	26
Taula 3.2. Característiques de les estacions depuradores d'aigües residuals (EDAR) que subministren aigua de reg a les parcel·les estudiades.	26
Taula 3.3. Concentracions de la recta de calibratge (mg L^{-1}) per a la mesura de fòsfor i cations en aigües.	38
Taula 3.4. Concentracions de la recta de calibratge ($\mu\text{g L}^{-1}$) per a la mesura del contingut en metalls pesants en mostres de sòl.	48
Taula 3.5. Concentracions de la recta de calibratge (mg L^{-1}) per a la mesura de P, Mg, Ca, Na i K en material vegetal.	56
Taula 3.6. Concentracions de la recta de calibratge ($\mu\text{g L}^{-1}$) per a la mesura de metalls pesants en material vegetal.	56
Taula 4.1.a. Punts de mostreig dels sòls regats amb aigües residuals tractades (R).....	60
Taula 4.1.b. Punts de mostreig dels sòls agrícoles de referència (A).	61
Taula 4.2. Estadístics descriptius dels continguts en metalls pesants i algunes propietats del sòl. Comparació entre els sòls regats amb aigües residuals tractades (R) i els sòls agrícoles de referència (A). El contingut en carbonat de calci equivalent (CCE) i el carboni orgànic total (COT) estan expressats en percentatge i els metalls pesants, en mg kg^{-1}	63
Taula 4.3. Contingut en metalls pesants a regions properes amb característiques edàfiques similars (mg kg^{-1})	64
Taula 4.4 Matriu de correlacions de <i>Pearson</i> entre els metalls i les propietats del sòl.	67
Taula 4.5. Variància total explicada i matrius de components (tres factors seleccionats) pels continguts en metalls pesants.	68
Taula 4.6. Matriu de components rotats amb el mètode de rotació <i>varimax</i> amb normalització <i>Kaiser</i>	69
Taula 4.7. Característiques físiques i químiques de l'aigua residual tractada.	74

Taula 4.8. Estadístics descriptius de l'activitat biològica i les propietats del sòl. Comparació entre sòls regats amb aigua residual tractada (R) i sòls agrícoles no regats amb aigua residual tractada (A).....	78
Taula 4.9. Matriu de correlacions de <i>Pearson</i> entre propietats del sòl i activitat biològica en sòls de Mallorca regats amb aigües residuals tractades durant un llarg termini.	81
Taula 5.1. Característiques de la capa llaurable de les parcel·les estudiades.....	85
Taula 5.2. Característiques de l'aigua de reg.....	85
Taula 5.3. Matriu de correlacions de <i>Pearson</i> entre els paràmetres químics i biològics mesurats a distintes fondàries a tres parcel·les del Pla de Sant Jordi.	100
Taula 5.4. Característiques de les parcel·les estudiades.....	104
Taula 5.5. Propietats de les aigües de reg.....	105
Taula 5.6. Característiques físiques i químiques de la capa llaurable del sòl a les parcel·les estudiades.	105
Taula 5.7. Anàlisi de la variància de dos factors (parcel·la i mostreig) per als paràmetres químics, la biomassa microbiana i la respiració basal del sòl.	109
Taula 5.8. Anàlisi de la variància de dos factors (parcel·la i mostreig) per les activitats enzimàtiques del sòl.	117
Taula 5.9. Matriu de correlacions de <i>Pearson</i> entre els paràmetres químics i biològics mesurats a diferents moments de l'any a sis parcel·les del Pla de Sant Jordi.....	123
Taula 6.1. Composició química de l'aigua de reg. Valors mitjans i rangs entre parèntesis.	129
Taula 6.2. Contingut mineral de la part aèria de tres tractaments en ambdós cultius. Valors mitjans \pm error estàndard.....	133
Taula 6.3. Contingut mineral de les arrels en els tres tractaments per ambdós cultius. Valors mitjans \pm error estàndard.....	133
Taula 6.4. Característiques físiques i químiques de la capa llaurable dels sòls estudiats.	137
Taula 6.5. Composició química de l'aigua de reg	138
Taula 6.6. Condicions ambientals durant l'experiment. Valors mitjans setmanals per les temperatures màximes i mínimes (Tmax i T min), la radiació global (RG) i la radiació difusa (RD) i valors totals setmanals per a la precipitació (P).	139

Taula 6.7. Anàlisi de la variància (ANOVA) de dues vies per a producció del cultiu (PC), (g contenidor ⁻¹), i contingut mineral de la part aèria d'ordi, (g kg ⁻¹), considerant tipologies de sòl i d'aigua de reg.	143
Taula 6.8. Anàlisi de la variància (ANOVA) de dues vies per a contingut en metalls pesants de l'ordi (mg kg ⁻¹) considerant tipologies de sòl i d'aigua de reg.....	145
Taula 6.9. Anàlisi de la variància (ANOVA) de tres vies per als paràmetres químics i biològics del sòl, considerant tipologia de sòl i d'aigua de reg i presència del cultiu. .	146
Taula 6.10. Matriu de correlacions de <i>Pearson</i> entre paràmetres químics i biològics a sòls no sembrats.	155
Taula 6.11. Matriu de correlacions de <i>Pearson</i> entre paràmetres químics i biològics a sòls sembrats.....	155

ÍNDIX DE FIGURES

Figura 3.1. Sistema tradicional de reg a manta en el Pla de Sant Jordi.	29
Figura 3.2. Climograma del Pla de Sant Jordi. En blau la precipitació mensual (P) i en taronja la temperatura mitjana mensual (T).	29
Figura 3.3. Vista aèria de part del sector nord del Pla de Sant Jordi, entre Sa Casa Blanca i Son Ferriol, amb la bassa de regulació al centre de la part superior de la fotografia.	30
Figura 3.4. Bales d'alfals sec destinades a l'alimentació animal.	30
Figura 3.5. Experiència realitzada en cultiu hidropònic en la que es compara el creixement i el contingut mineral de l'alfals en una solució nutritiva (dreta), en aigua residual tractada procedent d'una estació depuradora convencional (centre) i en aigua residual tractada procedent d'un sistema de llacunatge (esquerra).	33
Figura 3.6. Experiència realitzada en contenidors de polietilè en la què es compara el comportament del sòl i del cultiu de tres tipologies de terra regades amb diferents tipus d'aigua.	33
Figura 3.7. Tanc de decantació del tractament secundari de l'estació depuradora d'aigües residuals de Santa Maria que funciona mitjançant el sistema de fangs activats.	34
Figura 3.8. Llacuna de maduració del sistema de depuració per llacunatge del campus de la Universitat de les Illes Balears.	34
Figura 4.1. Gràfic de components en espai rotat.	69
Figura 5.1. Distribució en fondària del contingut en nitrats ($N-NO_3^-$). Valors mitjans i error estàndard. Per a cada sòl els valors amb distinta lletra es diferencien significativament segons el test de <i>Tukey</i> ($p < 0,05$). RR: Regosòl regat amb aigües residuals tractades; CR: Calcisòl regat amb aigües residuals tractades. CS: Calcisòl regat amb aigües subterrànies.	87
Figura 5.2. Distribució en fondària del contingut en amoni ($N-NH_4^+$). Valors mitjans i error estàndard. Per a cada sòl els valors amb distinta lletra es diferencien significativament segons el test de <i>Tukey</i> ($p < 0,05$). RR: Regosòl regat amb aigües residuals tractades; CR: Calcisòl regat amb aigües residuals tractades. CS: Calcisòl regat amb aigües subterrànies.	88

Figura 5.3. Distribució en fondària del contingut en fòsfor soluble (P Olsen). Valors mitjans i error estàndard. Per a cada sòl els valors amb distinta lletra es diferencien significativament segons el test de <i>Tukey</i> ($p < 0,05$). RR: Regosòl regat amb aigües residuals tractades; CR: Calcisòl regat amb aigües residuals tractades. CS: Calcisòl regat amb aigües subterrànies.....	89
Figura 5.4. Distribució en fondària de la conductivitat elèctrica de l'extracte 1:5 (CE 1:5). Valors mitjans i error estàndard. Per a cada sòl els valors amb distinta lletra es diferencien significativament segons el test de <i>Tukey</i> ($p < 0,05$). RR: Regosòl regat amb aigües residuals tractades; CR: Calcisòl regat amb aigües residuals tractades. CS: Calcisòl regat amb aigües subterrànies.	90
Figura 5.5. Distribució en fondària del carboni orgànic total (COT). Valors mitjans i error estàndard. Per a cada sòl els valors amb distinta lletra es diferencien significativament segons el test de <i>Tukey</i> ($p < 0,05$). RR: Regosòl regat amb aigües residuals tractades; CR: Calcisòl regat amb aigües residuals tractades. CS: Calcisòl regat amb aigües subterrànies.....	93
Figura 5.6. Distribució en fondària del carboni orgànic soluble (COS). Valors mitjans i error estàndard. Per a cada sòl els valors amb distinta lletra es diferencien significativament segons el test de <i>Tukey</i> ($p < 0,05$). RR: Regosòl regat amb aigües residuals tractades; CR: Calcisòl regat amb aigües residuals tractades. CS: Calcisòl regat amb aigües subterrànies.....	93
Figura 5.7. Distribució en fondària de la biomassa microbiana (BM). Valors mitjans i error estàndard. Per a cada sòl els valors amb distinta lletra es diferencien significativament segons el test de <i>Tukey</i> ($p < 0,05$). RR: Regosòl regat amb aigües residuals tractades; CR: Calcisòl regat amb aigües residuals tractades. CS: Calcisòl regat amb aigües subterrànies.....	94
Figura 5.8. Distribució en fondària de l'activitat deshidrogenasa (DH). Valors mitjans i error estàndard. Per a cada sòl els valors amb distinta lletra es diferencien significativament segons el test de <i>Tukey</i> ($p < 0,05$). RR: Regosòl regat amb aigües residuals tractades; CR: Calcisòl regat amb aigües residuals tractades. CS: Calcisòl regat amb aigües subterrànies. TPF: trifenilformazan.	96
Figura 5.9. Distribució en fondària de l'activitat β -glucosidasa (GL). Valors mitjans i error estàndard. Per a cada sòl els valors amb distinta lletra es diferencien	

significativament segons el test de *Tukey* ($p < 0,05$). RR: Regosòl regat amb aigües residuals tractades; CR: Calcisòl regat amb aigües residuals tractades. CS: Calcisòl regat amb aigües subterrànies. PNF: p-nitrofenol. 96

Figura 5.10. Distribubió en fondària de l'activitat fosfatasa alcalina (FA). Valors mitjans i error estàndard. Per a cada sòl els valors amb distinta lletra es diferencien significativament segons el test de *Tukey* ($p < 0,05$). RR: Regosòl regat amb aigües residuals tractades; CR: Calcisòl regat amb aigües residuals tractades. CS: Calcisòl regat amb aigües subterrànies. PNF: p-nitrofenol. 98

Figura 5.11. Distribubió en fondària de l'activitat ureasa (UR). Valors mitjans i error estàndard. Per a cada sòl els valors amb distinta lletra es diferencien significativament segons el test de *Tukey* ($p < 0,05$). RR: Regosòl regat amb aigües residuals tractades; CR: Calcisòl regat amb aigües residuals tractades. CS: Calcisòl regat amb aigües subterrànies. 98

Figura 5.12. Distribubió en fondària de l'activitat BAA-proteasa (PR). Valors mitjans i error estàndard. Per a cada sòl els valors amb distinta lletra es diferencien significativament segons el test de *Tukey* ($p < 0,05$). RR: Regosòl regat amb aigües residuals tractades; CR: Calcisòl regat amb aigües residuals tractades. CS: Calcisòl regat amb aigües subterrànies. PNF: p-nitrofenol. 99

Figura 5.13. Precipitació mensual i temperatura màxima i mínima mensual durant el període d'estudi (agost 2003-setembre 2004). La banda horitzontal inferior indica el període de reg. 107

Figura 5.14. Variació anual del contingut en amoni ($N-NH_4^+$). Valors mitjans i error estàndard. 108

Figura 5.15. Variació anual del contingut en nitrat ($N-NO_3^-$). Valors mitjans i error estàndard. 111

Figura 5.16. Variació anual de la conductivitat elèctrica del extracte 1:5 (CE 1:5). Valors mitjans i error estàndard. 111

Figura 5.17. Variació anual del contingut en carboni orgànic soluble (COS). Valors mitjans i error estàndard. 115

Figura 5.18. Variació anual de la respiració basal (RB). Valors mitjans i error estàndard. 115

Figura 5.19. Variació anual de la biomassa microbiana (BM). Valors mitjans i error estàndard.....	116
Figura 5.20. Variació anual de l'activitat deshidrogenasa (DH). Valors mitjans i error estàndard.....	119
Figura 5.21. Variació anual de l'activitat β -glucosidasa (GL). Valors mitjans i error estàndard.....	119
Figura 5.22. Variació anual de l'activitat fosfatasa alcalina (FA). Valors mitjans i error estàndard.....	120
Figura 5.23. Variació anual de l'activitat BAA-proteasa (PR). Valors mitjans i error estàndard.....	120
Figura 5.24. Variació anual de l'activitat ureasa (UR). Valors mitjans i error estàndard	121
Figura 5.25. Variació anual de l'activitat arilsulfatasa (AS). Valors mitjans i error estàndard.....	121
Figura 6.1. Biomassa seca de la part aèria i les arrels per a cada tractament (SN: solució nutritiva <i>Hoagland</i> al 50%; ARC: aigua residual tractada procedent d'una planta de tractament convencional; ARL: aigua residual tractada procedent d'una llacuna de depuració). La mitjana s'ha fet comptant els dos cultius hidropònics (N=8). Les barres d'error representen l'error estàndard del total del pes sec. Les lletres representen agrupacions de mitjanes per biomassa total (part aèria + arrels) segons el test de <i>Tukey</i> $p<0,05$	132
Figura 6.2. Contingut d'amoni ($N-NH_4^+$) en els quatre tractaments d'aigua de reg (AD: aigua destil·lada, SN: solució nutritiva <i>Hoagland</i> 50%, ARC: aigua residual tractada procedent d'una depuradora convencional, ARL: aigua residual tractada procedent de llacunatge) per cada tipologia de sòl (L: Luvisòl, R: Regosòl, A: Arenosòl, N: sòl no sembrat, S: sòl sembrat). Per a cada tipologia de sòl els tractaments amb lletres diferents es diferencien estadísticament segons el test de <i>Tukey</i> ($p<0,05$).....	147
Figura 6.3. Contingut en nitrats ($N-NO_3^-$) en els quatre tractaments d'aigua de reg (AD: aigua destil·lada, SN: solució nutritiva <i>Hoagland</i> 50%, ARC: aigua residual tractada procedent d'una depuradora convencional, ARL: aigua residual tractada procedent de llacunatge) per cada tipologia de sòl (L: Luvisòl, R: Regosòl, A: Arenosòl,	

N: sòl no sembrat, S: sòl sembrat). Per a cada tipologia de sòl els tractaments amb lletres diferents es diferencien estadísticament segons el test de *Tukey* ($p < 0,05$)..... 147

Figura 6.4. Contingut en carboni orgànic soluble en els quatre tractaments d'aigua de reg (AD: aigua destil·lada, SN: solució nutritiva *Hoagland* 50%, ARC: aigua residual tractada procedent d'una depuradora convencional, ARL: aigua residual tractada procedent de llacunatge) per cada tipologia de sòl (L: Luvisòl, R: Regosòl, A: Arenosòl, N: sòl no sembrat, S: sòl sembrat, I: inicial). Per a cada tipologia de sòl els tractaments amb lletres diferents es diferencien estadísticament segons el test de *Tukey* ($p < 0,05$). 148

Figura 6.5. Biomassa microbiana en els quatre tractaments d'aigua de reg (AD: aigua destil·lada, SN: solució nutritiva *Hoagland* 50%, ARC: aigua residual tractada procedent d'una depuradora convencional, ARL: aigua residual tractada procedent de llacunatge) per cada tipologia de sòl (L: Luvisòl, R: Regosòl, A: Arenosòl, N: sòl no sembrat, S: sòl sembrat, I: inicial). Per a cada tipologia de sòl els tractaments amb lletres diferents es diferencien estadísticament segons el test de *Tukey* ($p < 0,05$)..... 150

Figura 6.6. Respiració basal en els quatre tractaments d'aigua de reg (AD: aigua destil·lada, SN: solució nutritiva *Hoagland* 50%, ARC: aigua residual tractada procedent d'una depuradora convencional, ARL: aigua residual tractada procedent de llacunatge) per cada tipologia de sòl (L: Luvisòl, R: Regosòl, A: Arenosòl, N: sòl no sembrat, S: sòl sembrat). Per a cada tipologia de sòl els tractaments amb lletres diferents es diferencien estadísticament segons el test de *Tukey* ($p < 0,05$)..... 151

Figura 6.7. Activitat deshidrogenasa en els quatre tractaments d'aigua de reg (AD: aigua destil·lada, SN: solució nutritiva *Hoagland* 50%, ARC: aigua residual tractada procedent d'una depuradora convencional, ARL: aigua residual tractada procedent de llacunatge) per cada tipologia de sòl (L: Luvisòl, R: Regosòl, A: Arenosòl, N: sòl no sembrat, S: sòl sembrat, I: inicial). Per a cada tipologia de sòl els tractaments amb lletres diferents es diferencien estadísticament segons el test de *Tukey* ($p < 0,05$)..... 152

Figura 6.8. Activitat β -glucosidasa en els quatre tractaments d'aigua de reg (AD: aigua destil·lada, SN: solució nutritiva *Hoagland* 50%, ARC: aigua residual tractada procedent d'una depuradora convencional, ARL: aigua residual tractada procedent de llacunatge) per cada tipologia de sòl (L: Luvisòl, R: Regosòl, A: Arenosòl, N: sòl no sembrat, S: sòl sembrat, I: inicial). Per a cada tipologia de sòl els tractaments amb lletres diferents es diferencien estadísticament segons el test de *Tukey* ($p < 0,05$)..... 153

Figura 6.9. Activitat fosfatasa alcalina en els quatre tractaments d'aigua de reg (AD: aigua destil·lada, SN: solució nutritiva *Hoagland* 50%, ARC: aigua residual tractada procedent d'una depuradora convencional, ARL: aigua residual tractada procedent de llacunatge) per cada tipologia de sòl (L: Luvisòl, R: Regosòl, A: Arenosòl, N: sòl no sembrat, S: sòl sembrat, I: inicial). Per a cada tipologia de sòl els tractaments amb lletres diferents es diferencien estadísticament segons el test de *Tukey* ($p < 0,05$)..... 154

1. INTRODUCCIÓ GENERAL

1.1. LES AIGÜES RESIDUALS

1.1.1. Origen

Les aigües residuals provenen de totes aquelles activitats en què s'utilitza aigua, ja siguin agropecuàries, industrials o urbanes. A les Illes Balears les aigües resultants d'activitats agropecuàries i industrials són minoritàries, pel que en aquest treball ens centrarem en les aigües residuals urbanes.

A l'illa de Mallorca l'aigua destinada al subministrament urbà prové majoritàriament d'aqüífers subterranis (74%), encara que també se n'obté, mitjançant plantes dessaladores, de l'aigua marina (19%). Les aigües procedents d'embassaments representen tan sols el 7% del total d'aigua consumida per a usos urbans (Proposta Pla Hidrològic, 2009). Per poder ser utilitzada per al consum humà l'aigua ha de complir uns mínims requeriments de qualitat, pel que sovint ha de passar per plantes potabilitzadores abans de ser incorporada a la xarxa de subministrament (OMS, 2006).

La qualitat de l'aigua de les xarxes d'ús domèstic condiona, en part, algunes característiques de les aigües residuals urbanes ja que alguns paràmetres com la salinitat van augmentant amb els diferents usos que es fa de l'aigua i difícilment es poden reduir amb el tractament de les aigües residuals. D'aquesta manera si l'aigua d'abastament té una elevada salinitat, també la tindrà l'aigua residual (Patterson, 2001; Rebhum, 2004).

El consum urbà es reparteix entre el reg de jardins i el consum pròpiament domèstic. L'aigua s'utilitza per a diversos usos que tenen en comú l'addició de substàncies a l'aigua i el seu posterior abocament a les xarxes de clavegueram.

Les aigües residuals urbanes són les que arriben a les xarxes de clavegueram de tot tipus d'urbanitzacions i es poden subdividir en aigües pluvials, aigües de reg i neteja, aigües grises i aigües negres. Les aigües grises inclouen l'aigua provinent de la cuina i que conté greixos, residus de rentat, sals, i sabons, entre d'altres, i les aigües blanques de bany que provenen de la higiene personal i contenen sabons i altres líquids de neteja. Les aigües negres provenen dels sanitaris i consisteixen bàsicament en orins i aigües fecals amb una càrrega orgànica important.

La composició de les aigües residuals urbanes és molt variable i depèn bàsicament del tipus de població i els seus hàbits de consum, encara que es pot veure afectada per molts de factors, com per exemple els abocaments d'origen industrial. Les aigües negres són les que aporten la major càrrega contaminant en forma de matèria orgànica i microorganismes infecciosos. Les aigües pluvials o de neteja de carrers també aporten elements contaminants ja que augmenten els sòlids en suspensió i les molècules orgàniques. D'altra banda les aigües grises són les que tenen un menor efecte contaminant i actuen com a factor de dilució (Knobelsdorf, 2005).

Els paràmetres que s'han de tenir en compte per avaluar una aigua residual són els sòlids en suspensió, que donen terbolesa a l'aigua, els composts inorgànics perillosos com els metalls pesants, la salinitat, el contingut en nutrients i en matèria orgànica i la presència de composts orgànics tòxics i organismes infecciosos (Crook, 1998).

1.1.2. Tractament de les aigües residuals

Es coneix amb el nom de tractament de les aigües residuals a tot el conjunt de sistemes i processos que s'utilitzen per retornar l'aigua a uns nivells de qualitat prèviament determinats, que varien en funció del lloc on s'han d'abocar aquestes aigües (Arenas, 2000).

En funció del nivell de depuració podem separar el tractament de les aigües residuals en primari, secundari i terciari. Si bé, abans d'aquests l'aigua ha de passar per un tractament previ, que elimina les matèries que poden obstruir les bombes i canalitzacions o interferir en el desenvolupament dels processos posteriors com per exemple objectes voluminosos, pedaços, pals, fulles, arenes, greixos i altres materials que arriben surant o en suspensió.

La directiva 91/271/CEE considera tractament primari al procés físic o químic que inclou la sedimentació dels sòlids en suspensió o a qualsevol altre procés que redueixi la demanda biològica d'oxigen després de cinc dies de reacció (DBO_5) de les aigües residuals d'entrada al menys en un 20% i els sòlids en suspensió al menys en un 50%.

Segons la mateixa directiva, el tractament secundari es basa en la descomposició de la matèria orgànica mitjançant processos biològics, generalment aeròbics. En presència d'oxigen els bacteris aeròbics converteixen la matèria orgànica en formes estables com el diòxid de carboni, l'aigua, els nitrats i fosfats, així com altres molècules orgàniques més petites i ions inorgànics. La producció de matèria orgànica nova és un resultat indirecte dels processos de tractament biològic i s'ha d'eliminar abans de descarregar l'aigua al cau receptor.

En els casos en què l'abocament s'ha de fer a una zona sensible, per prevenir l'eutrofització i protegir els recursos hídrics, és necessari un tractament terciari. El principal objectiu del tractament terciari és l'eliminació del nitrogen i fòsfor dissolts però també pot incloure l'eliminació total de patògens, segons quin sigui l'ús que se li ha de donar a les aigües residuals tractades (Serrano, 2007).

Per a dur a terme aquest tractament es poden utilitzar tecnologies convencionals, que són les més habituals a nuclis grans, o tecnologies toves o extensives, més pròpies de petites comunitats. Ambdues tecnologies es diferencien principalment pel consum energètic, la necessitat de manteniment i l'espai que ocupen. Mentre que les convencionals consumeixen molta energia però concentren tot els sistemes i processos del tractament en un espai reduït, les tecnologies extensives, com el seu nom indica, requereixen més espai però es redueix considerablement el consum energètic i el manteniment és mínim (Comisión Europea, 2001).

Un dels tractaments convencionals més emprats a Mallorca és el que s'anomena de fangs activats. El sistema consisteix en desenvolupar un cultiu bacterià dispers en forma de flocul (fangs o llots activats) en un dipòsit agitat i airejat i alimentat amb l'aigua que s'ha de tractar. L'agitació evita la sedimentació i homogeneïtza la mescla dels floculs bacterians i l'aigua residual, i l'aireig permet el manteniment dels microorganismes aeròbics (procariotes i protists heteròtrofs), capaços de degradar la matèria orgànica present a les aigües residuals. Els fangs activats es disposen en tancs d'aireig, que reben aire a pressió des del fons per activar el creixement dels microorganismes. Posteriorment l'aigua es passa a un decantador secundari que separa l'aigua dels fangs (Díaz, 1988; Arenas, 2000).

Entre els sistemes extensius un dels més utilitzats és el llacunatge que consisteix en una sèrie de llacunes travessades per un flux d'aigües residuals. Tres llacunes solen ser suficients per assegurar el bon funcionament del sistema, tot i que els rendiments en quant a desinfecció són més elevats amb una major compartimentació (fins a sis llacunes). En general la sèrie comença amb una llacuna anaeròbica, seguida d'una llacuna facultativa i una o més llacunes de maduració. En aquest cas la llacuna anaeròbica es correspondria amb el tractament primari, la facultativa amb el secundari i la o les de maduració amb el tractament terciari. A les llacunes anaeròbiques i facultatives té lloc l'eliminació de la matèria orgànica i a les de maduració s'eliminen els nutrients i els virus i bacteris fecals. La llacuna anaeròbica es pot substituir per una facultativa primària (Díaz, 1988; Peña i Mara, 2004).

Hi ha un tipus de llacunes artificials més profundes on les zones aeròbica, facultativa i anaeròbica es troben una damunt l'altre. Aquest sistema imita una llacuna natural i es coneix amb el nom de llacunatge vertical. A la zona aeròbica es donen reaccions de simbiosi entre els bacteris aeròbics i les algues. L'oxigen és subministrat en part per l'aireig superficial i en part per les algues fotosintètiques i és utilitzat pels bacteris aeròbics per degradar la matèria orgànica. Els nutrients inorgànics i els diòxid de carboni producte de la descomposició són utilitzats per les algues. La zona intermèdia és part aeròbica i part anaeròbica i és on es troben els bacteris facultatius. Els sòlids s'acumulen al fons i són degradats pels bacteris anaeròbics (Polprasert i Koottatep, 2004).

1.2. EL REG AMB AIGÜES RESIDUALS TRACTADES

1.2.1. Antecedents

Les aigües residuals, tractades o no, s'han utilitzat tradicionalment per al reg, principalment a les regions amb pocs recursos hídrics. Ja en l'antiga Grècia es tenen indicis de canalització i aprofitament de les aigües fecals (Asano i Levine, 1996).

En àrees fluvials s'ha donat des de sempre una reutilització indirecta a través dels cursos naturals. Les aigües residuals, més o menys tractades, són abocades al riu i reutilitzades per les poblacions situades riu avall que capten l'aigua d'aquest riu per al consum urbà (Rutkowski *et al.*, 2007). Durant el segle XIX, aquest tipus de reutilització no planificada va derivar sovint en grans epidèmies de còlera i tifus, degut a que les aigües no sofrien cap tipus de tractament (Asano i Levine, 1996). Malauradament, aquestes epidèmies encara continuen en els països pobres a causa de la manca d'aigua potable i d'infraestructures per al tractament de les aigües residuals (Connolly *et al.*, 2004).

En altres zones la reutilització és directa i planificada, tot i que no sempre s'ha dut a terme amb aigües residuals tractades. La Vall del Mezquital, a Mèxic, és una zona agrícola que s'ha regat durant gairebé 100 anys amb aigües residuals sense tractar

procedents de la capital, el que ha comportat un augment en el contingut de matèria orgànica i activitat biològica dels sòls (Friedel *et al.*, 2000) però també en la salinitat del sòl i en el contingut en metalls pesants potencialment perillosos com el cadmi i el plom (Cajustre *et al.*, 1991; Ramírez-Fuentes, 2002; Mireles *et al.*, 2004; Lucho-Constantino *et al.*, 2005).

A Califòrnia es rega amb aigües residuals tractades des de fa més de 80 anys, si bé no s'han observat canvis significatius en la qualitat del sòl, excepte una disminució de la porositat i del contingut en magnesi (Wang *et al.*, 2003). De fet, les activitats enzimàtiques relacionades amb els cicles biogeoquímics de carboni, nitrogen, fòsfor i sofre s'han vist estimulades pel reg amb aquestes aigües (Chen *et al.*, 2008).

A la conca mediterrània Israel ha estat un país capdavanter en el desenvolupament de pràctiques de reutilització d'aigües residuals, seguit per Xipre, Jordània i Tunísia. A Israel, per exemple, el 72% de l'aigua residual es recicla, un 42% es destina al reg agrícola i un 30% a la recàrrega d'aqüífers. França, a pesar de no tenir massa problemes de manca d'aigua, també s'ha començat a interessar per la reutilització com a tractament de depuració efectiu i respectuós (Angelakis *et al.*, 1999).

En els països de la Mediterrània oriental, com Israel i Jordània, el reg amb aigües residuals, tractades o no, va associat a problemes de salinitat i d'acumulació de nutrients (Shahalam *et al.*, 1998; Harussi, 2001; Mohammad i Mazahreh, 2003). A Itàlia, en diverses experiències realitzades a mitjà i llarg termini, s'ha observat una reducció de la porositat del sòl i, en conseqüència, de la conductivitat hidràulica (Coppola *et al.*, 2004; Aiello *et al.*, 2007). Si bé, Meli *et al.* (2002) varen obtenir una major eficiència metabòlica dels microorganismes del sòl i una major activitat de les hidrolases i les fosfatases en els sòls regats amb aigües residuals tractades que en els sòls regats amb aigua dolça.

A Espanya algunes comunitats autònomes amb escassos recursos hídrics, com és el cas del País Valencià, Múrcia, Balears i Canàries, varen introduir ràpidament el reg amb aigües residuals tractades, principalment per a cultius arboris i farratgers (Lapeña *et al.*,

1995; Reboll *et al.*, 2000; Pedrero i Alarcón, 2009) i també per a camps de golf (Mujeriego i Sala, 1991). A les Illes Balears la reutilització es va iniciar a finals dels anys seixanta en algunes zones del Pla de Sant Jordi, Calvià, Inca i Sóller per al reg, sobretot, d'alfals i cítrics. (Mateos *et al.*, 2001; Santarrufina, 2007).

1.2.2. Beneficis ambientals

A les Illes Balears, a l'igual que a altres zones de clima mediterrani, la pluviositat pot sofrir variacions importants d'un any a l'altre i les sequeres són freqüents. Segons les prediccions, amb el canvi climàtic s'accentuaran aquestes situacions (més variabilitat interanual i més sequeres), de manera que la disponibilitat de recursos hídrics es veurà seriosament afectada (Ayala-Garcedo, 2001).

Les aigües residuals tractades tenen l'avantatge de que la seva disponibilitat és més o menys constant i de que es produeixen en grans quantitats. De fet, són l'única font d'aigua que es veu incrementada amb l'augment de la població. El seu abocament a certs ambients naturals, com llacs, rius, torrents o aigües marines costaneres, no és recomanable degut a la presència de nutrients orgànics i inorgànics que poden causar problemes d'eutrofització. En canvi, la reutilització d'aquestes aigües per al reg permet disminuir les extraccions de les altres fonts d'aigua disponibles a la vegada que es redueixen els efectes negatius dels abocaments (Rowe i Abdel-Magid, 1995; Toze, 2006).

A més, els composts orgànics i inorgànics que es troben a les aigües residuals tractades són útils per a les plantes, que els aprofiten per al seu propi creixement, i també estimulen l'activitat metabòlica dels organismes del sòl, relacionada amb la descomposició de la matèria orgànica i amb els cicles de nutrients (Friedel *et al.*, 2000). Amb el reg amb aigües residuals tractades s'incrementa la producció de cultius i s'estalvien costos en fertilitzants (Chakrabarti, 1995; Jiménez-Cisneros, 1995; Anderson, 2003).

Un altre factor que sovint no es té en compte és que la disposició d'una font d'aigua més o menys constant, com és l'aigua residual tractada, permet la creació de noves zones de regadiu en àrees on no hi ha altre recurs hídic disponible (Friedler, 2001).

1.2.3. Problemàtica associada

Un dels factors que més preocupen en la reutilització de les aigües residuals tractades de cara a la salut humana és la presència de microorganismes infecciosos que es puguin transmetre a través de l'aigua, aerosols o dels cultius destinats a alimentació humana o animal (Gantzer *et al.*, 2001). Durant el procés de depuració la proporció d'agents patògens es redueix considerablement però el risc de transmissió a través de l'aigua no s'elimina del tot (Blumenthal *et al.*, 2000). Actualment existeixen moltes recomanacions i regulacions dels usos que es poden fer de les aigües residuals tractades en funció de la concentració d'organismes infecciosos (Pla Hidrològic de les Illes Balears, 2001; Reial Decret 1629/2007). Així, els coliformes fecals i els ous de nematodes es consideren indicadors de la qualitat de les aigües i s'utilitzen per a establir criteris de reutilització (Crook, 1998).

Quan es parla de reutilització d'aigües residuals també sol aparèixer alguna preocupació respecte a la contaminació del sòl i dels cultius amb metalls pesants (Mapanda *et al.*, 2005; Sharma *et al.*, 2007). La presència de metalls pesants a aigües residuals d'origen domèstic és molt reduïda i és amb l'abocament d'aigües residuals industrials a la xarxa de clavegueram quan es poden assolir nivells més elevats. En qualsevol cas, durant el procés de depuració bona part dels metalls pesants precipiten i s'eliminen amb els fangs (Toze, 2006). No obstant això, s'ha de tenir en compte que aquests elements s'acumulen en el sòl i es poden incorporar a la cadena tròfica, de manera que l'aportació continuada de quantitats molt petites per un període llarg de temps pot derivar cap a una contaminació molt difícil d'eliminar.

Un altre problema de les aigües residuals tractades és la seva salinitat, que freqüentment és superior a la de l'aigua d'origen. La concentració de sals a les aigües residuals depèn de les aportacions i sol ser major a les aigües residuals d'origen industrial que a les

d'origen municipal (Hamilton *et al.*, 2007). La salinitat té un efecte negatiu sobre les propietats físiques del sòl, ja que el sodi en altes concentracions pot substituir altres cations, majoritàriament calci i magnesi, del complex de canvi i causar la destrucció dels agregats, reduint la conductivitat hidràulica i, per tant, la taxa d'infiltració sobretot en sòls amb alts continguts d'argila (Qian i Meham, 2005). La reducció de la conductivitat hidràulica causada per la salinitat pot variar d'un sòl a un altre segons les seves propietats físiques i químiques. En els sòls ben drenats, si la conductivitat hidràulica no disminueix, hi pot haver un moviment de sals al llarg del perfil del sòl cap a la capa freàtica, que podria ser perjudicial en el cas que l'aigua de l'aqüífer tingui una baixa salinitat i s'utilitzi per a altres usos (Toze, 2006). En canvi, el problema és menor si les aigües subterrànies ja estan salinitzades o presenten una salinitat superior a la de les aigües residuals tractades.

Altes concentracions de sals en l'aigua de reg també tenen efectes negatius per als cultius, ja que dificulten la captació d'aigua a causa d'un increment en la pressió osmòtica de la solució del sòl (Hamilton *et al.*, 2007). D'altra banda, una alta concentració de sodi en el sòl redueix la capacitat dels cultius d'absorbir altres nutrients com potassi i magnesi i pot ser tòxica per a les plantes (Harussi *et al.*, 2001). La salinitat també té efectes negatius sobre les comunitats microbianes, que disminueixen l'activitat metabòlica (García i Hernández, 1996; Rietz i Haynes, 2003).

Un excés de nutrients, especialment de nitrogen, també pot ser perjudicial per al sòl i els cultius. El nitrogen en forma de nitrat és molt soluble i, a diferència dels cations, no queda retingut en els llocs d'intercanvi, de manera que si no és captat per les plantes és lixiviat fàcilment mitjançant el drenatge cap a la capa freàtica (Hamilton *et al.*, 2007). La major part dels aqüífers de les zones amb alta activitat agrícola de l'illa de Mallorca presenten una concentració de nitrats per damunt els màxims legisats per a l'aigua potable. En el cas de la zona del Pla de Sant Jordi els alts nivells de nitrats a les aigües subterrànies s'atribueixen clarament al reg amb aigües residuals tractades (Mateos *et al.*, 2001).

1.2.4. Legislació

La Comunitat Autònoma de les Illes Balears va ser la primera en establir uns criteris per a la reutilització de les aigües residuals tractades mitjançant el Decret 13/1992 del Govern Balear que regulava l'evacuació dels líquids procedents de plantes de tractament d'aigües residuals urbanes.

En aquest decret s'establien els requeriments sanitaris per a que els vessaments de les plantes de tractament d'aigües residuals es poguessin utilitzar en els regadius: per al reg sense restriccions (reg de cultius susceptibles de ser consumits per l'home sense un procés d'elaboració que elimini els gèrmens patògens, dels camps esportius i dels parcs o carrers públics) s'exigien menys d'un ou de nematodes intestinals per litre i menys de 1000 bacteris coliformes fecals per 100 ml. El reg restringit s'aplicava quan no es complia alguna de les exigències anteriors per al reg sense restriccions i es limitava a cereals i cultius industrials, farratges consumits al tall (sempre que el darrer reg es realitzés tres setmanes abans de l'aprofitament), farratges pasturats (sempre que s'impedís la presència d'animals al camp de cultiu fins a tres setmanes després de la darrera regada) i arbres fruiters si es realitzaven regs superficials, realitzant el darrer reg tres setmanes abans de la recol·lecció.

La normativa vigent és la present en el Pla Hidrològic de les Illes Balears, aprovat pel Reial Decret 378/2001 (BOE 96 de 21 d'abril de 2001), on s'estableixen uns criteris més específics per a la reutilització d'aigües que substitueixen els anteriors (Taula 1.1).

Taula 1.1. Condicions que han de complir les aigües reutilitzades per al reg quan procedeixin d'aigües residuals urbanes o d'indústries els vessants de les quals tinguin característiques anàlogues a les urbanes

Tipus de cultiu	Tractament	Nematodes (ous)	Qualitat aigua
1. Reg de gespa i plantes ornamentals amb contacte directe (parcs públics, camps de golf, etc.)	Secundari Filtració o tractament equivalent Desinfecció	< 1 L ⁻¹	pH = 6-9 SS < 10 mg L ⁻¹ DBO ₅ < 10 mg L ⁻¹ Coli fecal < 100 100ml ⁻¹ Cl ₂ residual > 0,6 mg L ⁻¹
2. Reg de cultius per consumir en cru	Secundari Filtració o tractament equivalent Desinfecció	< 1 L ⁻¹	pH = 6-9 SS < 30 mg L ⁻¹ DBO ₅ < 25 mg L ⁻¹ Coli fecal < 200 100ml ⁻¹ Cl ₂ residual > 0,3 mg L ⁻¹
3. Reg de gespa, zones arbòries i altres àrees on l'accés al públic està restringit o és infreqüent	Secundari Desinfecció	< 1 L ⁻¹	pH = 6-9 SS < 30 mg L ⁻¹ DBO ₅ < 25 mg L ⁻¹ Coli fecal < 200 100ml ⁻¹ Cl ₂ residual > 0,3 mg L ⁻¹
4. Reg d'hort i fruiters així com hortalisses per a consumir cuites (no s'han de recollir fruits del sòl)	Secundari Filtració o tractament equivalent Desinfecció	< 1 L ⁻¹	pH = 6-9 SS < 35 mg L ⁻¹ DBO ₅ < 25 mg L ⁻¹ Coli fecal < 500 100ml ⁻¹ Cl ₂ residual > 0,1 mg L ⁻¹
5. Reg de cereals, cultius industrials, farratges i pastures	Secundari Desinfecció	< 1 L ⁻¹	pH = 6-9 SS < 35 mg L ⁻¹ DBO ₅ < 25 mg L ⁻¹ Coli fecal < 1000 100ml ⁻¹ Cl ₂ residual > 0,1 mg L ⁻¹

Font: Pla Hidrològic de les Illes Balears, 2001.

SS: sòlids en suspensió; DBO: demanada biològica d'oxigen.

1.3. FERTILITAT I QUALITAT DEL SÒL

1.3.1. Fertilitat del sòl

La fertilitat d'un sòl és la seva capacitat per subministrar elements essencials pel creixement de les plantes sense que hi hagi una concentració tòxica de cap element (Foth i Ellis, 1997). Els factors que intervenen a la fertilitat poden ser físics (textura, estructura, porositat, estabilitat dels agregats), químics (pH, capacitat d'intercanvi catiònic, contingut mineral, conductivitat elèctrica, contingut en matèria orgànica) o biològics (activitat dels microorganismes del sòl). Els factors físics condicionen la disponibilitat d'aigua i la distribució de les arrels, els factors químics tenen a veure amb

la reserva de nutrients i l'activitat dels microorganismes mineralitza la matèria orgànica i intervé en els cicles dels nutrients (Porta *et al.*, 2003).

Un dels factors que condicionen més la fertilitat del sòl són els minerals d'argila. Es tracta de minerals de mida petita que estan formats per capes de tetraedres de silici i octaedres d'alumini en una estructura en fulls amb espais interlaminars característics per cada mineral. La seva mida petita fa que presentin una elevada superfície específica, a més, per la seva naturalesa tenen càrrega negativa de manera que poden absorbir cations i exerceixen una gran influència sobre les propietats físiques i químiques del sòl (Porta *et al.*, 2003).

D'altra banda, la matèria orgànica també té un paper fonamental en la fertilitat del sòl ja que millora l'estructura i l'estabilitat dels agregats, afavoreix la retenció hídrica, augmenta la capacitat d'intercanvi catiònic, regula el pH i constitueix una reserva important de nutrients. El contingut en matèria orgànica depèn en gran mesura de la gestió del sòl i es pot veure afectat pel tipus de cultiu, la freqüència de les labors agrícoles, per l'erosió i per les aportacions d'esmenes orgàniques (Porta *et al.*, 2003).

Els minerals d'argila funcionen com a estabilitzadors de la matèria orgànica mitjançant la formació de complexos organominerals (Byron i Pilgrimage, 1996). Aquests complexos afecten l'estructura del sòl, la mobilitat dels metalls i la disponibilitat dels nutrients (Porta *et al.*, 2003).

Conjuntament els continguts en minerals d'argila i en matèria orgànica d'un sòl tenen una influència notable sobre la capacitat d'intercanvi catiònic, que es pot definir com la suma de cations intercanviables que un sòl pot absorbir a un pH específic (Foth i Ellis, 1997). Tant els minerals d'argila com la matèria orgànica tenen una elevada superfície específica i càrrega negativa, de manera que les seves superfícies poden acumular cations de forma reversible. Aquests cations es troben en equilibri entre les superfícies d'intercanvi i la solució del sòl de manera que la seva presència en els llocs intercanvi està relacionada amb la concentració de cada un d'ells en la solució externa (Porta *et al.*, 2003).

Altres paràmetres que condicionen la fertilitat són els nutrients disponibles per a les plantes, especialment el nitrogen i el fòsfor, que són els elements que amb més freqüència limiten la productivitat biològica (Verhoeven *et al.*, 1996; Niinemets i Kull, 2005; Blevins *et al.*, 2006).

La major part del nitrogen del sòl es troba en forma orgànica, no obstant això les plantes tan sols poden aprofitar les formes inorgàniques com el nitrat o l'amoni. La fracció disponible és consumida molt ràpidament per les plantes i els microorganismes del sòl, de manera que la seva presència en el sòl és molt baixa i depèn de la mineralització de la matèria orgànica i de les aportacions d'origen antròpic (Foth i Ellis, 1997). La mineralització de la matèria orgànica és duta a terme per microorganismes que la utilitzen com a font d'energia i de carboni per al seu propi creixement, alliberant molècules inorgàniques i composts orgànics solubles que poden ser captats per les plantes o per altres microorganismes del sòl. El nitrogen inorgànic procedent de la mineralització sol estar majoritàriament en forma d'amoni, si bé aquest es transforma en nitrat mitjançant el procés de nitrificació. A diferència de l'amoni, que es pot adherir en els llocs d'intercanvi catiònic associats amb la matèria orgànica o amb els minerals d'argila del sòl, el nitrat és lixiviat fàcilment quan les precipitacions o el reg superen l'evapotranspiració (Robertson i Groffman, 2007).

El fòsfor del sòl prové majoritàriament de les roques, si bé es troba en una forma no disponible per als organismes vius i poc soluble, formant fosfats minerals com la fosforita, que se sol trobar impurificada amb clor, fluor o carbonats (Urbano, 1999). El fòsfor orgànic constitueix entre un 30 i un 50% del fòsfor total de la majoria de sòls, amb una major o menor proporció segons el contingut en matèria orgànica del sòl. No obstant això, els organismes tampoc poden aprofitar directament el fòsfor orgànic i ha de tenir lloc la mineralització de la matèria orgànica perquè aquest fòsfor passi a ortofosfat, que és la forma assimilable pels organismes vius. La proporció de fòsfor assimilable és molt baixa, ja que en sòls calcaris ràpidament precipita com a fosfat de calci o és adsorbit a les superfícies dels minerals d'argila (Plante, 2007).

El sofre és un altre element essencial la forma assimilable del qual, tant per les plantes com per la majoria dels microorganismes del sòl, és l'ió sulfat, que prové principalment de la mineralització de la matèria orgànica (Urbano, 1999; Plante, 2007).

El potassi i altres elements com el magnesi o el calci també són essencials per als organismes vius, si bé sovint són abundants en el sòl. Aquests elements es troben formant part dels minerals d'argila o de les molècules orgàniques, tot i que també es troben en forma catiònica i són intercanviats entre la solució del sòl i els complexos organominerals. La quantitat de cations absorbits depèn del contingut i el tipus de minerals d'argila i el contingut i estat de la matèria orgànica del sòl i es troben en equilibri dinàmic amb els cations presents a la solució del sòl (Urbano, 1999).

Els micronutrients són elements químics essencials que són requerits per les plantes en petites quantitats, de manera que també tenen un paper important en la fertilitat del sòl. Els micronutrients essencials per les plantes són el ferro, el zinc, el manganès, el coure, el bor, el molibdè i el níquel, si bé els microorganismes i els animals també requereixen el cobalt, el crom, el seleni i l'estany. Les concentracions d'aquests elements, ja sigui en forma d'ions lliures o en complexos solubles, estan molt influenciades per les reaccions abiòtiques com canvis en l'estat d'oxidació, fixació a les superfícies minerals, complexació amb la matèria orgànica i formació de minerals insolubles. Els microorganismes són capaços de solubilitzar els minerals i canviar el potencial redox del sòl, de manera que la disponibilitat de micronutrients per a les plantes està molt condicionada per l'activitat microbiana (Plante, 2007).

1.3.2. La qualitat del sòl

El concepte de qualitat del sòl és relativament nou i es referix a la capacitat d'un determinat tipus de sòl per a funcionar entre els límits de l'ecosistema, sostenir una productivitat biològica, mantenir una qualitat ambiental i promoure la salut vegetal i animal (Karlen *et al.*, 1997). Aquesta definició va més enllà de la pròpia productivitat del sòl i té més en compte la seva funcionalitat i la capacitat de recuperació després d'una pertorbació. En aquest sentit Doran i Zeiss (2000) prefereixen parlar de salut del

sòl, ja que consideren que aquest terme representa millor el sòl com un sistema dinàmic i viu, les funcions del qual són controlades per una diversitat d'organismes vius que requereixen un maneig i una conservació.

La qualitat del sòl té un component que és inherent al tipus de sòl, és a dir, està més relacionat amb els processos de formació del sòl. Cada sòl té una capacitat natural per a funcionar que depèn de les seves característiques físiques i químiques, amb les limitacions imposades pel clima i pel propi ecosistema. No obstant això, hi ha un segon component que està determinat pel maneig i ús d'aquest sòl (Karlen *et al.*, 1997).

El maneig del sòl té el potencial per a millorar o empitjorar la qualitat del sòl (Bouma *et al.*, 1998). Algunes pràctiques de maneig del sòl com la llaurada tenen un efecte negatiu ja que alteren l'estructura de la comunitat microbiana, causen un estrés als microorganismes del sòl, que disminueixen la seva capacitat d'assimilar nutrients, i incrementen les pèrdues de carboni i nitrogen del sòl (Jackson *et al.*, 2003). En canvi, la qualitat del sòl millora després d'uns anys de no llaurar (Karlen *et al.*, 1994; Wander i Bollero, 1999), en part gràcies a una major estratificació de la matèria orgànica que manté valors més elevats en superfície, el que contribueix a una major protecció en front a l'erosió, una millor infiltració de l'aigua i la conservació de nutrients (Franzluebbers, 2002).

La matèria orgànica és un element clau en la qualitat del sòl perquè està relacionada amb altres propietats físiques, químiques i biològiques (Carter, 2002). Per aquest motiu, les pràctiques que tendeixen a augmentar els nivells de matèria orgànica en el sòl, com les aplicacions d'adobs orgànics, el retorn de residus del cultiu i un conreu de conservació que limita al màxim les llaurades, tenen efectes positius sobre la qualitat del sòl (Reeves, 1997).

A pesar de l'estreta relació del contingut en matèria orgànica amb els paràmetres físics, químics i biològics que determinen la qualitat del sòl, les variacions en el contingut en matèria orgànica són massa lentes per reflectir un canvi en el maneig del sòl a curt

termini (Bandick i Dick, 1999) de tal manera que aquest paràmetre no compleix el requisit per ser un bon indicador de la qualitat del sòl.

Segons Doran i Zeiss (2000) els indicadors de la qualitat del sòl han de ser prou sensibles per reflectir la influència del maneig i el clima en els canvis a llarg termini però no tant com per veure's afectats pels canvis meteorològics. Els organismes del sòl compleixen aquest criteri perquè responen sensiblement a les pertorbacions d'origen antròpic i juguen un paper important en els processos dels ecosistemes, incloent la conversió de nutrients en formes assimilables per les plantes. En general hi ha una relació estreta entre el contingut en matèria orgànica i l'activitat biològica (Kirchmann i Anderson, 2001).

1.3.3. Indicadors biològics de la qualitat del sòl

No hi ha un indicador biològic ideal que pugui definir la qualitat del sòl amb una única mesura (Schloter *et al.*, 2003). Per aquest motiu els investigadors utilitzen una sèrie de paràmetres relacionats amb la grandària i activitat de les comunitats de microorganismes, com són la biomassa microbiana, la respiració basal i les activitats enzimàtiques (Bardgett *et al.*, 1999; Margesin *et al.*, 2000; Albiach *et al.*, 2001; Moscatelli *et al.*, 2005).

La biomassa microbiana del sòl és la fracció del carboni orgànic total del sòl que està associada amb els microorganismes. Es considera un indicador molt sensible als canvis en l'ús del terreny i pràctiques de cultiu que també pot servir per indicar la magnitud de les poblacions microbianes (Bastida *et al.*, 2008). Ara bé, aquest paràmetre presenta diferències importants entre tipologies de sòl que no tenen perquè estar relacionades amb la qualitat d'aquests sòls (Schloter *et al.*, 2003). La mesura de la biomassa microbiana no representa l'activitat microbiana del sòl, ja que inclou microorganismes actius i altres en estat latent. Per aquest motiu es consideren altres indicadors més relacionats amb l'activitat biològica com la respiració basal i les activitats enzimàtiques (Nsabimana *et al.*, 2004).

La respiració basal és un altre indicador molt utilitzat ja que determina la capacitat oxidativa dels microorganismes del sòl i està influenciada per les fonts d'energia disponibles i per la biomassa microbiana (Bastida *et al.*, 2008).

Les activitats enzimàtiques es poden mesurar i utilitzar per a estudiar l'activitat microbiana. Tenen l'avantatge de que són relativament fàcils de mesurar i estan directament relacionades amb els cicles biogeoquímics (Dick, 1994). Les funcions dels microorganismes són molt variades i inclouen processos metabòlics diferents, de manera que seria necessari tenir en compte un gran nombre d'enzims. Com que això no és possible, se seleccionen els enzims més representatius del metabolisme microbià (Nannipieri *et al.*, 2002).

Una de les activitats enzimàtiques més utilitzades és l'activitat deshidrogenasa que serveix com a indicador general de l'activitat microbiana i que està relacionada amb l'oxidació de la matèria orgànica i el transport d'electrons per generar potencial oxidoreductor a la cèl·lula microbiana (Bastida *et al.*, 2008). Es considera que l'enzim deshidrogenasa és un enzim intracel·lular, principalment relacionat amb els processos respiratoris microbians (García *et al.*, 1994).

Una altra activitat enzimàtica molt estudiada és la de la β -glucosidasa, que és un enzim implicat en el cicle del carboni, concretament en la degradació de cel·lulosa, el polisacàrid més abundant a les plantes (Bandick i Dick, 1999). La cel·lulosa consisteix en un polímer constituït per glucoses unides mitjançant un enllaç β -1,4. La seva degradació s'inicia amb l'enzim endo- β -1,4-glucanasa, que romp les cadenes de cel·lulosa en petites unitats i la cel·lobiohidrolasa, que talla els dímers de glucosa de les terminacions reduïdes de les molècules. La β -glucosidasa completa el procés d'hidròlisi catalitzant la separació de la cel·lobiosa en dues molècules de glucosa, el que, a més, suposa la regulació d'una important font d'energia pels microorganismes incapaços d'obtenir-la directament de la cel·lobiosa. L'activitat β -glucosidasa és, per tant, el pas limitant en la degradació de la cel·lulosa (Turner *et al.*, 2002).

L'activitat β -glucosidasa és sensible a variacions estacionals i disminueix després de la llaurada de manera proporcional a la disminució de carboni orgànic (Miller i Dick, 1995). Aquest enzim es pot trobar associat a cèl·lules vives, principalment microorganismes heteròtrofs (Turner *et al.*, 2002) o en forma abiòtica, és a dir, associat a cèl·lules mortes o immobilitzat en la matriu del sòl (Knight i Dick, 2004).

Les fosfatases són enzims relacionats amb el cicle del fòsfor que tenen la funció d'hidrolitzar l'ió ortofosfat de les molècules orgàniques. Hi ha diferents tipus de fosfatases però les més estudiades són les fosfomonoesterases, com la fosfatasa àcida i la fosfatasa alcalina (Tabatabai, 1982). En condicions àcides predomina la fosfatasa àcida mentre que la fosfatasa alcalina és més abundant a pH bàsic (Eivazi i Tabatabai, 1977). De fet, la relació fosfatasa àcida / fosfatasa alcalina es considera un bon indicador del pH funcional del sòl ja que es tracta d'una mesura biològica que integra paràmetres físics, químics i de mineralogia del sòl (Dick *et al.*, 2000). En els sòls de l'illa de Mallorca, que amb freqüència tenen un pH superior a 8, predomina la fosfatasa alcalina, que és produïda per bacteris, fongs i cucs de terra (Guillemin *et al.*, 1995; George *et al.*, 2002), tot i que, a l'igual que la β -glucosidasa, també es troba en forma abiòtica associada als col·loides del sòl (Dilly i Nannipieri, 2001; Taylor *et al.*, 2002).

Altres enzims que també s'utilitzen com a indicadors de la qualitat del sòl són els relacionats amb el cicle del nitrogen, com és el cas de la ureasa i la proteasa. La ureasa catalitza la reacció d'hidròlisi d'urea cap a diòxid de carboni i amoni, trobant-se tant a microorganismes com a plantes i animals (Tabatabai, 1982). A les capes superiors del sòl l'activitat ureasa està associada majoritàriament a cèl·lules vives i en fondària es troba estabilitzada en els col·loides del sòl (Swensen i Bakken, 1998; Taylor *et al.*, 2002). D'altra banda, l'activitat proteasa hidrolitza pèptids i, per tant, té un paper important en la mineralització del nitrogen (Bonmatí *et al.*, 1998). Les proteases es diferencien segons el tipus de substrat que s'utilitza per a determinar-les, essent un dels més utilitzats el N- α -benzoil-L-argininamida o BAA (García *et al.*, 1994). Segons Bonmatí *et al.* (2009), la BAA-proteasa probablement està associada a materials húmics altament condensats i es pot veure inhibida per matèria orgànica fresca en forma de carbohidrats.

Una altra activitat enzimàtica important és l'arilsulfatasa, que catalitza la hidròlisi d'un anió arilsulfat per fissió de l'enllaç oxigen – sofre (Tabatabai, 1982). L'arilsulfatasa és produïda majoritàriament pels microorganismes del sòl, si bé algunes plantes també l'excreten en condicions de deficiència severa de sofre (Knauff *et al.*, 2003). Aquest enzim està altament relacionat amb la matèria orgànica i es veu considerablement afectat pel maneig del sòl (Deng i Tabatabai, 1997). La seva alta relació amb la matèria orgànica es deu a que una part important de l'arilsulfatasa es troba en forma extracel·lular, protegida per la matèria orgànica i els col·loides del sòl (Klose *et al.*, 1999).

2. OBJECTIUS I ORGANITZACIÓ DEL TREBALL

El reg amb aigües residuals tractades s'ha convertit avui en dia en una necessitat per un doble motiu, d'una banda permet donar sortida a un recurs que d'altra manera seria abocat al mar i d'altra banda permet el manteniment d'una agricultura de regadiu evitant la utilització d'aigües de qualitat, que es poden destinar a altres usos. És per això que a Mallorca creix la superfície irrigada amb aquestes aigües i apareixen nous projectes de reutilització.

L'objectiu general d'aquest treball consisteix en avaluar els efectes del reg amb aigües residuals tractades sobre les característiques químiques i biològiques de diferents tipologies de sòls de l'illa de Mallorca, així com sobre el creixement dels cultius i la seva composició mineral.

Aquest objectiu general es pot desglossar en els següents objectius específics:

- Estudiar els efectes a llarg termini del reg amb aigües residuals tractades sobre el contingut en metalls pesants i els paràmetres químics i biològics del sòl.

- Estudiar la distribució en fondària de diversos paràmetres relacionats amb la fertilitat del sòl i avaluar l'efecte de rentat i les seves possibles conseqüències sobre les aigües subterrànies.
- Avaluar les variacions al llarg de l'any a cultius d'alfals regats des de fa anys amb aigües residuals tractades dels paràmetres químics i biològics del sòl.
- Comparar els efectes sobre el sòl del reg amb aigües residuals tractades amb el reg amb altres tipus d'aigua.
- Avaluar i diferenciar l'efecte dels cultius i de l'aigua residual tractada sobre les propietats químiques i biològiques de diferents tipologies de sòl.
- Comparar la producció vegetal i el contingut mineral de cultius regats amb aigües residuals tractades amb altres regats amb altres tipus d'aigua.

Per a assolir aquests objectius en el capítol 4 s'han estudiat els sòls de Mallorca que durant més temps s'han regat amb aigües residuals tractades. En una primera part s'han analitzat els continguts en metalls pesants d'aquests sòls que s'han comparat amb sòls agrícoles de referència, mostrejats a diferents indrets de l'illa entre els que s'inclouen diferents tipus de maneig, es discuteixen les principals fonts de metalls pesants a les terres de Mallorca. A la segona part d'aquest capítol es fa referència a algunes propietats químiques i als paràmetres biològics dels sòls regats durant més temps amb aigües residuals tractades, que es consideren indicadors de la qualitat del sòl. Els resultats es comparen amb els obtinguts en els sòls agrícoles de referència i per altres autors en altres indrets del món.

El Pla de Sant Jordi de Palma és la zona on la reutilització de les aigües residuals tractades per al reg agrícola és més important i on encara s'hi poden trobar parcel·les regades amb aigües subterrànies. En el capítol 5 s'estudien les diferents situacions que es donen en el Pla de Sant Jordi com són sòls regats amb aigües residuals tractades i amb aigües subterrànies. D'una banda s'estudia l'estratificació en fondària de paràmetres químics i biològics del sòl en les tres situacions majoritàries que es donen en el Pla de Sant Jordi, i d'altra banda es fa un seguiment d'aquests paràmetres al llarg

d'un any per a avaluar les diferències entre els mesos d'estiu, quan es rega, i d'hivern, quan no es rega.

Finalment, es plantegen assajos en contenidors a fi d'avaluar la utilitat de diferents tipus d'aigües residuals tractades com a font d'aigua i nutrients, i de comparar la resposta de diferents tipologies de terra al reg amb distints tipus d'aigües residuals tractades. Es realitza un assaig en cultiu hidropònic, en el que s'avalua la capacitat fertilitzant de les aigües residuals tractades així com els possibles efectes contaminants, i un assaig en cultiu amb diferents tipologies de terra, sembrades i sense sembrar. Els resultats d'aquests assajos es descriuen en el capítol 6.

Cada un d'aquests capítols està dividit en dos subcapítols els quals s'han tractat d'una manera independent seguint una estructura d'article científic, amb introducció, material i mètodes, resultats i discussió i conclusions. El motiu d'aquesta estructura és facilitar la seva publicació en revistes científiques, de fet, alguns dels subcapítols ja han estat publicats i altres estan en procés de revisió. El subcapítol 4.1 s'ha publicat al *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Illes Balears* i el 4.2 ha estat acceptat recentment a la revista *Journal of Environmental Management*, on ja està publicat en la seva versió en línia.

En el capítol 7 es fa una discussió general relacionant els resultats obtinguts en els diferents estudis realitzats i en el capítol 8 es presenten les conclusions finals.

3. METODOLOGIA

3.1. DISSENY DE LES EXPERIÈNCIES

3.1.1. Estudis de camp

3.1.1.1. Sòls regats amb aigües residuals tractades durant un llarg termini

Per a avaluar els efectes a llarg termini del reg amb aigües residuals tractades sobre el sòl s'han seleccionat parcel·les agrícoles que s'han regat durant més de vint anys amb aquest tipus d'aigües. Aquestes parcel·les estan localitzades en els quatre punts principals de l'illa de Mallorca on primer es va implantar la reutilització de les aigües residuals tractades: Sa Porrassa (Calvià), Peguera (Calvià), Inca i Pla de Sant Jordi (Palma). La localització de cada parcel·la es descriu a la Taula 3.1. Excepte en el cas d'Inca, a totes les zones les aigües subterrànies estan afectades per intrusió marina (López-García i Mateos-Ruiz, 2003).

Les parcel·les de Sa Porrassa es reguen amb aigües procedents de l'estació depuradora d'aigües residuals (EDAR) de Santa Ponça, les parcel·les de Peguera i Son Vic Nou es reguen amb aigües procedents de l'EDAR de Peguera, les d'Inca es reguen amb aigües

procedents de l'EDAR d'Inca i les del Pla de Sant Jordi es reguen amb aigües de les EDAR Palma I i Palma II. La informació de les EDAR es mostra a la Taula 3.2.

Taula 3.1. Localització de les parcel·les estudiades.

Municipi	UTM (x)	UTM (y)	EDAR
Calvià	458278	4372321	Santa Ponça
Calvià	458327	4372225	Santa Ponça
Calvià	458181	4372173	Santa Ponça
Calvià	453713	4377214	Peguera
Calvià	453899	4377043	Peguera
Calvià	453845	4376969	Peguera
Calvià	454001	4378029	Peguera
Calvià	454106	4378237	Peguera
Calvià	454147	4378242	Peguera
Inca	494496	4395854	Inca
Inca	494442	4396208	Inca
Inca	494556	4396078	Inca
Palma	480521	4377334	Palma
Palma	480409	4377323	Palma
Palma	479619	4377260	Palma
Palma	476985	4379755	Palma
Palma	476955	4379735	Palma
Palma	477716	4380065	Palma
Palma	477695	4380105	Palma
Palma	478796	4380275	Palma
Palma	478805	4380236	Palma
Palma	478866	4380413	Palma
Palma	478856	4380395	Palma

UTM: sistema de coordenades *Universal Transversal de Mercator* (datum: ETRS89 fus 31S); EDAR: estació depuradora d'aigües residuals.

Taula 3.2. Característiques de les estacions depuradores d'aigües residuals (EDAR) que subministren aigua de reg a les parcel·les estudiades.

EDAR	Cabdal diari (m ³) ¹	Tipus de tractament
Santa Ponça	4985	Secundari
Peguera	1164	Secundari
Inca	4410	Secundari
Palma I	9837	Secundari
Palma II	76580	Secundari

EDAR: estació depuradora d'aigües residuals

¹ Les dades de cabdal diari de les EDAR de Santa Ponça i Peguera són del 2005, mentre les de les altres EDAR són del 2004.

Les aigües residuals tractades són l'única font d'aigua de reg a les zones estudiades, excepte en el cas del Pla de Sant Jordi, el que dificulta que es puguin trobar parcel·les control, amb característiques de maneig i tipologia de terra similars a les estudiades

però que no es reguin amb aigües residuals tractades. De fet, la implantació del reg amb aigües residuals tractades en una zona implica un canvi en el maneig del sòl que sol ser generalitzat, passant de secà a regadiu, i que, per tant, va associat a un canvi en els tipus de cultius.

Els cultius principals a les zones estudiades són els farratgers per a l'alimentació animal, principalment alfals i blat de moro.

El sistema de reg més habitual és el reg a manta (Figura 3.1) excepte en algunes parcel·les de la zona de Peguera on el relleu és irregular i s'utilitza reg per aspersió. La dosis estimada de reg per a cultius farratgers és de 6253 m³ per ha i any (Mateos-Ruiz i López-García, 2003).

3.1.1.2. El Pla de Sant Jordi

La zona més important, amb diferència, en quant a nombre de parcel·les regades és la del Pla de Sant Jordi, que es correspon amb una antiga plana al·luvial on s'hi ha dut a terme una agricultura de regadiu durant els darrers segles.

El clima és el típic mediterrani, amb una època seca que va de maig a setembre i que coincideix amb l'època de reg de l'alfals. Les precipitacions més abundants es donen a la tardor, entre els mesos de setembre i octubre, i en tot l'any plou una mitjana de 464 mm. Les temperatures són suaus i van d'una mitjana de 10 °C a l'hivern fins a uns 25°C a l'estiu (Figura 3.2).

La principal tipologia de sòl de la zona és el Calcisòl pètric (cròmic) associat al Luvisòl càlcic (cròmic), desenvolupat sobre materials al·luvials calcaris (WRB, 2006). Si bé, hi ha un Regosòl endoglèic (calcàric) desenvolupat sobre margues (WRB, 2006) en una petita franja corresponent a un antic aiguamoll dessecat (Rosselló, 1959). D'aquesta darrera tipologia de sòl, coneguda popularment com a terra de prat, tan sols queda una petita àrea destinada a ús agrícola, ja que la major part està ocupada per infraestructures.

A nivell hidrogràfic s'identifiquen dos aqüífers, un de superficial i un de profund, que en alguns sectors del Pla estan connectats hidràulicament. A finals dels anys 60 i a conseqüència dels bombejos per a l'abastament de la ciutat de Palma, juntament amb les extraccions per al reg agrícola, va començar un procés d'intrusió marina que afecta principalment a l'aqüífer superficial (Mateos *et al.*, 2001).

A principis dels anys setanta, amb l'objectiu de frenar aquest procés d'intrusió marina, el reg amb aigües subterrànies es va anar substituint pel reg amb aigües procedents de les dues estacions de depuració secundària de Palma (Mateos-Ruiz i López-García, 2003). Per a aquest fi es va construir a una cota elevada una bassa reguladora d'aigua de grans dimensions des de la qual es reparteix l'aigua a tots els regants a través d'una xarxa de canals constituïda per dues branques principals que es van ramificant per tot el Pla (Figura 3.3). El repartiment de l'aigua és per gravetat i es controla des de la pròpia bassa reguladora. Actualment la majoria de les parcel·les cultivades es reguen amb aigües residuals tractades però encara queden unes poques parcel·les que es reguen amb aigües subterrànies. L'alfals segueix essent el cultiu principal i s'emmagatzema en sec per a l'alimentació animal, principalment de ramat equí i boví (Figura 3.4).

La coexistència de parcel·les regades amb aigües residuals tractades i parcel·les regades amb aigües subterrànies de diferent salinitat permet la comparació de sòls similars amb gestions similars però regats amb diferents tipus d'aigua. Per això s'ha seleccionat aquesta zona per fer un seguiment d'alguns paràmetres químics i biològics del sòl en diferents moments de l'any, a parcel·les regades amb aigües residuals tractades i aigües subterrànies. D'aquesta manera es comparen les propietats del sòl durant el període de reg, que sol anar de maig a setembre, i durant el període en que no es rega, després de les pluges de tardor i hivern.

Al mateix temps, en tres parcel·les representatives de la zona, s'han estudiat l'estratificació en fondària dels mateixos paràmetres químics i biològics que s'han utilitzat per fer el seguiment anual. Aquest estudi s'ha dut a terme durant el període de reg.



Figura 3.1. Sistema tradicional de reg a manta en el Pla de Sant Jordi.

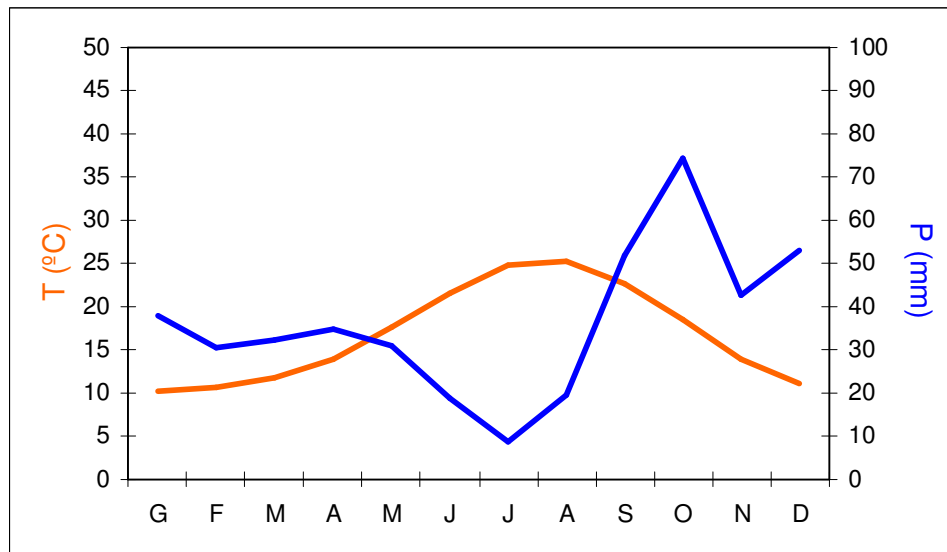


Figura 3.2. Climograma del Pla de Sant Jordi. En blau la precipitació mensual (P) i en taronja la temperatura mitjana mensual (T). Font: CLIBA-2 (Guijarro, 1986).



Figura 3.3. Vista aèria de part del sector nord del Pla de Sant Jordi, entre Sa Casa Blanca i Son Ferriol, amb la bassa de regulació al centre de la part superior de la fotografia. Font: <http://ideib.caib.es/visualitzador/visor.jsp>.



Figura 3.4. Bales d'alfals sec destinades a l'alimentació animal.

3.1.2. Estudis en contenidors

Els assajos en contenidors són molt utilitzats en estudis de fertilització (Liang *et al.*, 2003; Karacic i Weih, 2006; Alburquerque *et al.*, 2007) i contaminació per diferents elements (Simon *et al.*, 2000; Almas i Singh, 2001; Friesl *et al.*, 2006), així com per comparar el comportament de diferents tipologies de sòl (Doube *et al.*, 1997; Vong *et al.*, 2007; Xu *et al.*, 2009). Tenen l'avantatge de que es poden dur a terme en poc espai i de que les condicions experimentals estan més controlades. Això és especialment important quan es comparen diferents tipologies de sòl, ja que tant les condicions climàtiques com les del maneig del cultiu són les mateixes, cosa que no passa en condicions de camp, on les diferents tipologies de sòl freqüentment es troben allunyades en l'espai i en diferents ambients que poden afectar a alguns paràmetres d'estudi com el creixement del cultiu i l'activitat dels microorganismes.

S'han dissenyat dues experiències complementàries en contenidors. La primera s'ha realitzat en condicions d'hidroponia amb l'objectiu de comparar l'aptitud fertilitzant de dues aigües residuals tractades (Figura 3.5). A la segona s'han comparat el comportament de tres tipus de sòls regats amb les mateixes aigües residuals (Figura 3.6).

S'han escollit dos tipus d'aigües residuals, tractades mitjançant un tractament convencional intensiu i un tractament extensiu. L'aigua residual tractada convencional s'ha recollit a la EDAR de Santa Maria, gestionada per l'Institut Balear de Sanejament (IBASAN) des de 1998 fins a 2006, quan passa a mans de l'Agència Balear de l'Aigua i la Qualitat Ambiental (ABAQUA). Aquesta depuradora funciona mitjançant el sistema de fangs activats i té una capacitat de 5000 habitants equivalents amb una dotació diària de $200 \text{ L hab}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, el que representa un cabdal diari de 1000 m^3 (dades facilitades per IBASAN). El tractament convencional arriba fins a secundari, si bé la depuració es completa mitjançant una llacuna de maduració fins a tractament terciari. L'aigua utilitzada a les experiències en contenidors s'ha recollit del tanc de decantació, de manera que només s'ha depurat fins a tractament secundari (Figura 3.7).

L'aigua de tractament extensiu s'ha recollit del sistema de depuració per llacunatge del campus de la Universitat de les Illes Balears. Aquest consta de dues llacunes en sèrie, la primera facultativa i la segona de maduració. La capacitat d'aquesta petita depuradora és de 509 habitants equivalents i el cabdal diari de disseny és de 112 m³ (Amengual *et al.*, 2007). S'ha recollit aigua de la segona llacuna per al reg de les experiències (Figura 3.8).

3.2. MOSTREIG I PREPARACIÓ DE MOSTRES

En els estudis de camp s'ha agafat una mostra composta ben homogeneïtzada formada per quatre submostres agafades a punts aleatoris de la parcel·la. Cada submostra s'ha recollit a la capa llaurable, és a dir, a una fondària de 0 a 20 cm, excepte en l'estudi de l'estratificació en fondària, en que s'han recollit 4 mostres individuals per cada punt de mostreig (0-2 cm, 2-5 cm, 5-20 cm, 20-35 cm).

Per a l'anàlisi de la majoria de paràmetres s'ha tamisat la mostra amb un tamís de 2 mm de llum. Una part de la mostra s'ha tamisat en humit per a analitzar la biomassa microbiana, la respiració basal i el contingut en amoni i nitrats, paràmetres que s'han de mesurar immediatament. La resta s'ha deixat eixugar a l'aire i tamisat posteriorment. Una part de la mostra eixuta tamisada s'ha polvoritzat per a anàlisis que requereixen una mida de partícula més fina. Les mostres s'han conservat dins bosses de plàstic a temperatura ambient, excepte una part de la mostra tamisada, destinada a la determinació de les activitats enzimàtiques, que s'ha guardat a 4 °C.

El mostreig dels assaigs en contenidors s'ha realitzat al final del cultiu. En el cultiu hidropònic s'ha separat la part aèria de les arrels, que s'han netejat amb aigua destil·lada. En el cultiu en contenidors s'ha tallat la part aèria amb unes tisores de podar, separant la biomassa produïda per cada contenidor. Les mostres vegetals s'han assecat dins sobres de paper en una estufa a 80 °C, s'han polvoritzat amb un molinet fins a una mida < 1 mm i s'han conservat a temperatura ambient dins pots de plàstic.

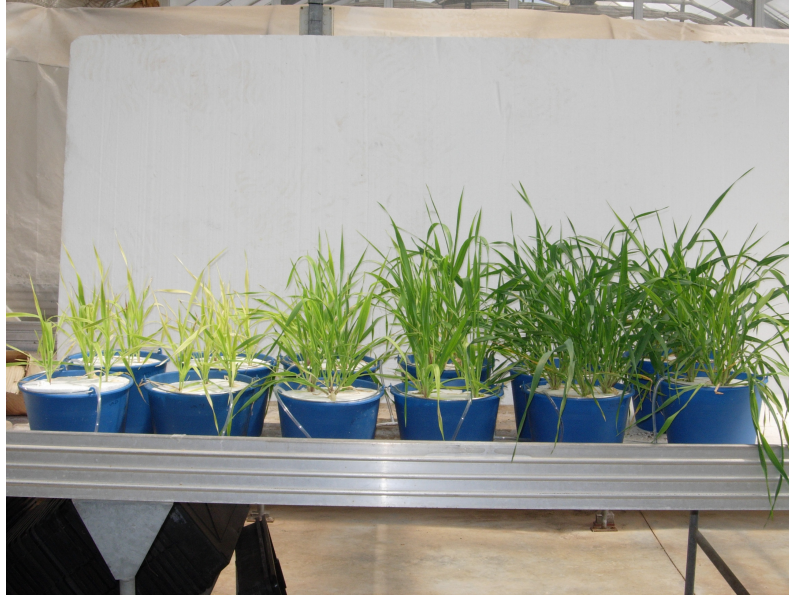


Figura 3.5. Experiència realitzada en cultiu hidropònic en la que es compara el creixement i el contingut mineral de l'alfals en una solució nutritiva (dreta), en aigua residual tractada procedent d'una estació depuradora convencional (centre) i en aigua residual tractada procedent d'un sistema de llacunatge (esquerra).



Figura 3.6. Experiència realitzada en contenidors de polietilè en la què es compara el comportament del sòl i del cultiu de tres tipologies de terra regades amb diferents tipus d'aigua.



Figura 3.7. Tanc de decantació del tractament secundari de l'estació depuradora d'aigües residuals de Santa Maria que funciona mitjançant el sistema de fangs activats.



Figura 3.8. Llacuna de maduració del sistema de depuració per llacunatge del campus de la Universitat de les Illes Balears.

La terra que hi havia dins els contenidors s'ha recollit dins bosses de plàstic, eliminant les arrels en la mesura del possible. Les anàlisis de biomassa microbiana i respiració basal i l'extracció de nitrats i amoni s'han realitzat durant les primeres 48 h sobre mostra no tamisada. Per a la resta de les anàlisis s'ha deixat eixugar la mostra a l'aire i al cap d'una setmana aproximadament s'ha tamisat amb un tamís de 2 mm. Una part de la mostra eixuta tamisada s'ha polvoritzat per a la realització d'aquelles anàlisis que requereixen una mida de partícula més fina. Les mostres s'han conservat a temperatura ambient, excepte la part destinada a les anàlisis d'activitats enzimàtiques que s'ha guardat a 4 °C.

3.3. ANALÍTIQUES

3.3.1. Aigua

Per a caracteritzar l'aigua de reg, tant les aigües residuals tractades com les aigües subterrànies, s'han determinat els sòlids en suspensió, la conductivitat elèctrica, les sals totals, el nitrogen inorgànic en forma d'amoni i nitrat, el fòsfor total, els clorurs i els cations calci, magnesi, sodi i potassi. Les metodologies utilitzades es presenten a continuació:

Sòlids en suspensió

Per a mesurar els sòlids en suspensió es filtra una alíquota de 100 ml de la mostra d'aigua amb un filtre de microfibra de vidre *Whatman GF/C*, prèviament tarat en una balança de precisió, utilitzant una bomba de buit. S'asseca el filtre dins l'estufa a 105 °C durant 24 h i es torna a pesar amb la mateixa balança. La diferència de pes es correspon amb el pes de sòlids en suspensió.

Conductivitat elèctrica

La conductivitat elèctrica es mesura amb un conductímetre portàtil model 524 de *Crison*. L'instrument mesura la conductivitat elèctrica específica de la mostra referida a

25 °C i la presenta a la pantalla. El calibratge es realitza prèviament a l'anàlisi amb KCl 0,01 M.

Sals totals

En un recipient metàl·lic amb tap, prèviament tarat, s'introdueix una alíquota de 50 ml de la mostra que es vol analitzar. Es posa a assecat dins l'estufa a 105 °C i, una vegada evaporat tot el líquid i assecat el contingut del recipient, es pesa en una balança de precisió. La diferència entre el pes final i el pes de la tara es correspon amb les sals totals.

Amoni

La concentració d'amoni es mesura immediatament després del mostreig i el filtratge de la mostra a fi de què les pèrdues per volatilització siguin mínimes.

L'anàlisi es realitza amb un elèctrode selectiu *Orion* model 95-12. Aquest elèctrode té una membrana hidrofòbica permeable al gas que separa la solució de la mostra de la solució interna de l'elèctrode de clorur amònic. L'amoni dissolt a la mostra és convertit a amoníac gas mitjançant un ajust a pH 11. L'amoníac penetra a l'interior de la cambra de l'elèctrode a través de la membrana i produeix un canvi de pH a la solució interna, que és detectat per l'elèctrode. Aquest canvi de pH es calibra prèviament mitjançant concentracions d'amoníac conegudes.

Per a ajustar el pH de la mostra s'utilitza una solució de NaOH i EDTA 5 N en una proporció 1:50 de solució respecte al volum de mostra. Una vegada s'ha afegit l'ajustador de pH els tubs d'assaig es mantenen tapats per evitar la volatilització de l'amoníac. Cada tub s'agita amb un vòrtex just abans de la mesura.

El patró es prepara a partir d'una solució de clorur amònic 0,1 M. Es preparen cinc punts de calibratge de 0, 0,5, 1, 2 i 5 mM de N-NH_4^+ .

Nitrats

La concentració de nitrats també es mesura el mateix dia del mostreig mitjançant un elèctrode selectiu *Orion* model 97-07. La mesura es realitza amb un volum de 25 ml de mostra amb sulfat amònic 2 M com a ajustador de la força iònica en una proporció 1:50 respecte al volum de mostra.

Abans de compensar es calibra l'elèctrode mitjançant cinc concentracions conegudes: 2, 5, 10, 20 i 50 mg L⁻¹ de N-NO₃⁻ preparades a partir d'una solució mare de 200 mg L⁻¹ de N-NO₃⁻. Cada deu mesures es comprova que la recta de calibratge es manté, mitjançant la mesura d'un dels punts de calibratge, i, si no és així, es torna a calibrar l'elèctrode.

Clorurs

Els clorurs es mesuren amb el mètode argentomètric que consisteix en una titulació (APHA-AWWA-WPCF, 1992). Amb aquest mètode, en presència de cromat potàssic, es fan precipitar els clorurs en forma de clorur de plata mitjançant un volum determinat de nitrat de plata. Una vegada han precipitat tots els clorurs es forma cromat de plata, que és vermell i determina el punt final de la reacció.

Per a aquesta anàlisi es requereixen 100 ml de mostra, o una porció equivalent diluïda a 100 ml. S'afegeix 1 ml de solució indicadora de cromat potàssic (50 g de K₂CrO₄ L⁻¹) i es titula amb nitrat de plata 0,0141 M fins que el color groc inicial passa a un groc ataronjat, amb un criteri constant en relació al punt final de la reacció. Abans de les mostres es valora un blanc d'aigua destil·lada amb els reactius. El volum emprat en la valoració del blanc s'ha de restar al volum total de titulant utilitzat amb la mostra.

Fòsfor i cations

La concentració de fòsfor i cations (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ i K⁺) es mesura amb un espectrofotòmetre de plasma d'emissió òptica 5300 DV de *Perkin Elmer*.

Les mostres recollides, una vegada filtrades, es conserven en el congelador fins al moment de la mesura. Una vegada descongelades s'acidifiquen amb un 1% de HNO₃ i es mesuren directament a l'aparell o, si cal, diluïdes al 50 o al 25%.

Abans de mesurar les mostres es prepara una recta patró amb concentracions conegudes. Els punts de calibratge utilitzats es representen a la Taula 3.3.

Taula 3.3. Concentracions de la recta de calibratge (mg L⁻¹) per a la mesura de fòsfor i cations en aigües.

Patró	Fòsfor	Calci	Magnesi	Sodi	Potassi
1	0	0	0	0	0
2	0,25	5	1,25	5	1,25
3	0,5	10	2,5	10	2,5
4	1	20	5	20	5
5	2,5	50	12,5	50	12,5
6	5	100	25	100	25

Carboni orgànic total

El carboni orgànic total es determina mitjançant un analitzador de carboni orgànic total *Shimadzu* 5000 A que mesura les concentracions de carboni inorgànic i carboni total a cada mostra. El carboni orgànic total s'obté restant el carboni inorgànic al carboni total.

La recta de calibratge del carboni inorgànic es prepara a partir d'una solució mare formada per bicarbonat de sodi (NaHCO₃) i carbonat de sodi (Na₂CO₃). Aquest darrer s'ha dessecat prèviament a una temperatura de 285 °C. La concentració de la solució mare és de 1000 mg L⁻¹ de carboni inorgànic. La recta de calibratge està formada per set punts (0, 0,5, 1, 1,5, 2, 2,5 i 3 mg L⁻¹ de carboni inorgànic).

Per a la determinació de carboni total es prepara una altra recta de calibratge a partir d'una solució de biftalat de potassi anhidre (C₈H₅KO₄) amb una concentració de 1000 mg L⁻¹ de carboni total. Es prepara una recta de calibratge de set punts (0, 10, 20, 30, 40, 50 i 100 mg L⁻¹ de carboni total).

Les mostres d'aigua utilitzades per a aquesta determinació es mantenen congelades a -20 °C. Una vegada descongelades es purguen amb N₂ a fi d'eliminar el carboni inorgànic que puguin tenir i s'acidifiquen fins a un pH < 2.

La lectura es realitza amb l'analitzador de carboni orgànic total que fa dues rèpliques de cada mostra. Per a cada mesura dóna una àrea (corresponent a un pic que determina la concentració) de carboni inorgànic i de carboni orgànic. Els punts de calibratge es llegeixen com a mostres i posteriorment a un full de càlcul es calculen les rectes de calibratge i les concentracions de cada mostra.

3.3.2. Sòl

3.3.2.1. Paràmetres físics

Textura

Per a determinar les diferents fraccions de la textura es fa una anàlisi granulomètrica a partir del mètode de la pipeta sense destrucció de carbonats (Porta *et al.*, 1986). Aquest mètode consisteix en la dispersió d'una mostra de terra tamisada, a la que prèviament se li ha eliminat la matèria orgànica, i la separació de les fraccions més fines mitjançant sedimentació discontinua.

En primer lloc es pesen 20 g de mostra tamisada i assecada a l'aire dins un matràs *Erlenmeyer* de 250 ml, s'afegeixen 20 ml de peròxid d'hidrogen al 30% i es deixa un mínim de 24 h a temperatura ambient. Posteriorment s'escalfa per davall de 80 °C en un bany d'arena fins que la mostra no reacciona a l'addició de peròxid d'hidrogen al 30%. Si hi ha una efervescència excessiva s'eliminen les bombolles amb etanol. Passat aquest temps es deixa refredar afegint aigua destil·lada.

El contingut dels matrassos es transfereix dins ampolles de plàstic, afegint aigua destil·lada per a netejar les parets dels matrassos i diluir la mostra de terra, sense arribar

a sobrepassar els 500 ml. A continuació s'afegeixen 10 ml d'hexametafosfat de sodi ($122,4 \text{ g L}^{-1}$) i s'agiten les ampolles en un agitador mecànic durant 2 h.

La suspensió es passa a través d'un tamís de 0,05 mm, per a separar les arenes, i s'introdueix dins una proveta de sedimentació de 1000 ml. S'afegeix aigua destil·lada fins a un volum de 1000 ml. La fracció que queda dins el tamís s'introdueix dins vasos d'alumini prèviament tarats, que es posen a assecar a $105 \text{ }^\circ\text{C}$ fins a pes constant.

La proveta s'agita invertint-la 20 vegades de forma regular per a aconseguir una perfecta homogeneïtzació i es posa sobre la taula. Després d'un temps determinat, que varia en funció de la temperatura es pipetegen a una fondària de 10 cm uns 20 ml amb una pipeta amb clau tancada que s'introdueix dins la proveta uns 20 s abans i es buida el contingut de la pipeta dins un vas d'alumini prèviament tarat.

Els vasos d'alumini amb els continguts de les pipetejades s'assequen en una estufa a $105 \text{ }^\circ\text{C}$ fins a pes constant. La textura es calcula a partir dels pesos de les distintes fraccions.

Estabilitat estructural

Per a determinar l'estabilitat estructural del sòl es fa seguint el mètode d'agregats humits descrit per Kemper i Rosenau (1982). Es parteix de mostra tamisada a 2 mm. Aquesta es passa per un tamís de 1 mm i s'agafen els agregats que queden a dins del tamís, és a dir, que tenen una mida entre 1 i 2 mm.

Es pesen uns 4,2 g d'aquests agregats que es posen dins un tamís de 0,1 mm de llum, repartits uniformement. A continuació s'humidifiquen els agregats amb un humidificador durant 30 min, els tamisos es cobreixen per a afavorir la humidificació.

En un agitador dissenyat per a aquest fi es col·loquen uns recipients d'alumini amb 70 ml d'aigua destil·lada tarats i enumerats prèviament davall els tamisos amb els agregats. L'agitador fa pujar i baixar els tamisos 1,3 cm, de tal manera que s'introdueixen i es

treuen dels recipients amb aigua destil·lada unes 35 vegades per min. Aquesta operació s'allarga durant 3 min. Passat aquest temps es deixen degotar els tamisos dins els recipients d'aigua destil·lada els quals es posen a assecar dins l'estufa a 105 °C. A continuació es tornen a col·locar uns altres recipients d'alumini que contenen 70 ml amb una concentració d'hexametafosfat de sodi de 2 g L⁻¹ i es torna a fer funcionar l'agitador durant 10 min, fins que només queden partícules d'arena.

Els recipients d'alumini també es posen a assecar a 105 °C fins que s'evapori tot el líquid. La fracció d'agregats estables és equivalent al pes del sòl obtingut per la dispersió de les partícules amb hexametafosfat de sodi, dividit per la suma dels pesos obtinguts en els dos jocs de recipients d'alumini per a una mateixa mostra.

3.3.2.2. Paràmetres químics

Carboni orgànic total

El carboni orgànic es determina per oxidació amb dicromat potàssic en medi àcid (àcid sulfúric i àcid ortofosfòric) i valorant l'excés d'oxidant amb Sal de *Mohr* (Fe(NH₄)₂SO₄·6H₂O), utilitzant el mètode descrit per Nelson i Sommers (1982).

Es pesen entre 0,5 i 1 g de mostra polvoritzada que s'introdueixen dins un matràs *Erlenmeyer* de 250 ml. S'afegeixen 10 ml d'una solució de dicromat potàssic 1 N i 20 ml d'àcid sulfúric concentrat. S'agita suaument per afavorir el contacte dels reactius amb la mostra i es deixa reposar durant 30 min exactes. Passat aquest temps s'afegeixen 100 ml d'aigua destil·lada i es deixa refredar.

Una vegada refredat s'afegeixen 10 ml d'àcid fosfòric concentrat i 8-10 gotes d'ortofenantrolina. Finalment es valora amb sal de *Mohr* 0,5 M. Es realitzen uns quants blancs sense mostra.

El contingut en carboni orgànic total es calcula a partir de la diferència del volum de sal de *Mohr* utilitzat en el blanc i del volum utilitzat en la mostra.

Nitrogen total

Per a la determinació del nitrogen total del sòl se segueix el mètode *Kjeldahl* (Bremmer i Mulvaney, 1982). Es pesa 1 g de mostra polvoritzada que s'embolica en un paper de fumar al que prèviament se li ha tallat la banda adhesiva. A continuació s'introdueixen dins els tubs *Kjeldahl* juntament amb 200 mg de catalitzador (mescla de seleni, sulfat de coure i sulfat de potassi en la proporció 1:10:100) i 5 ml d'àcid sulfúric concentrat. Els tubs s'escalfen en un digestor fins a 390 °C, pujant la temperatura gradualment, amb intervals de 50 °C aproximadament. Quan s'assoleix la temperatura desitjada es manté durant 30 min i a continuació es deixa refredar.

Les mostres digerides es dilueixen amb 50 ml d'aigua destil·lada i es destil·len amb un destil·lador automatitzat *Gerhardt* model *Vapodest* 45 que afegeix una solució receptora d'àcid bòric al 2%, prèviament preparada, i una solució d'hidròxid de sodi al 40% que neutralitza l'àcid sulfúric. Després de la destil·lació es titula la mostra amb àcid clorhídric 0,1 N. També es realitzen uns quants blancs amb paper de fumar i tots els reactius. El volum de titulant gastat amb el blanc es resta del gastat amb la mostra en el càlcul final.

Fòsfor total

El fòsfor total es mesura a partir d'una digestió amb àcid nítric i àcid perclòric. Es pesa 1 g de mostra polvoritzada que s'embolica en un paper de fumar, al que prèviament se li ha tallat la banda adhesiva, i s'introdueix dins un tub de digestió. S'afegeixen 10 ml d'àcid nítric 60% i es deixa durant una nit per a que oxidi la matèria orgànica. A continuació s'afegeixen 15 ml d'àcid perclòric 60% i unes quantes bolletes d'ebullició. Els tubs es posen a escalfar en un bloc digestor, pujant la temperatura gradualment fins a 180 °C, es digereix la mostra fins que apareix un fum blanc, si és necessari s'utilitza àcid perclòric per netejar les parets dels tubs. Es continua escalfant a temperatura d'ebullició durant uns 15-20 min més fins que apareix un material insoluble amb aspecte d'arena blanca. S'atura la digestió i es deixa refredar. Una vegada refredat,

s'afegeix aigua destil·lada fins a un volum de 100 ml i es filtra amb paper de filtre *Whatman* 1 o equivalent.

Per a determinar la concentració de fòsfor es pipeteja 5 ml de la mostra digerida que s'introdueixen en un tub d'assaig, s'afegeixen 10 ml d'amoni vanadomolibdat i aigua destil·lada fins a arribar a un volum final de 50 ml. L'amoni vanadomolibdat es prepara dissolent d'una banda 22,5 g d'amoni heptamolibdat en 400 ml d'aigua destil·lada i, de l'altra banda, 1,25 g de d'amoni metavanadat en 300 ml d'aigua destil·lada calenta, les dues dissolucions es mesclen dins un matràs aforat d'un litre, deixant refredar la mescla fins a temperatura ambient. A continuació s'afegeix a poc a poc un volum de 250 ml d'àcid nítric concentrat i es deixa refredar fins a temperatura ambient.

Finalment es mesura la concentració de fòsfor del tub d'assaig, prèviament agitat, a l'absorbància de 410 nm, després d'esperar 10 min. A la vegada es prepara una recta de calibratge de 2, 4, 6, 8 i 10 mg L⁻¹ de fòsfor.

Fòsfor soluble

Per a la determinació del fòsfor soluble se segueix el mètode *Olsen* (Olsen, 1954). Es pesen uns 5 g de mostra tamisada dins un pot de polietilè amb tap de rosca. S'afegeixen 100 ml de bicarbonat de sodi 0,5 N i s'agiten en un agitador circular durant 30 min. Passat aquest temps s'afegeixen uns 5,6 g de carbó en pols, s'agita manualment durant uns segons el pot a fi de que el carbó es mescli amb la mostra i es filtra mitjançant un filtre *Whatman* 40 en un matràs *Erlenmeyer* de 250 ml utilitzant un embut *Büchner*.

A continuació s'agafa una alíquota de 5 ml de l'extracte que es posa dins un tub d'assaig. S'afegeixen 5 ml de molibdat amònic 1 N, 14 ml d'aigua destil·lada i 1 ml de clorur estannós dil·luït (1 ml solució concentrada i 66 ml d'aigua destil·lada). La solució concentrada es prepara dissolent 10 g de clorur estannós en 25 ml d'àcid clorhídric 39%. La mescla torna de color blau i es llegeix l'absorbància amb un espectrofotòmetre a 660 nm. Per a calcular el resultat es realitza una recta patró amb concentracions conegudes de fòsfor (0, 0,2, 0,4, 0,6, 0,8, 1, 1,2 i 1,8 mg L⁻¹ de fòsfor).

Capacitat d'intercanvi catiònic i cations intercanviables

La capacitat d'intercanvi catiònic i els cations intercanviables es mesuren mitjançant el mètode de l'acetat amònic (Rhoades, 1982). Es pesen 2 g de mostra tamisada dins un tub d'assaig de 20 ml de capacitat, s'afegeix una cullerada d'arena de quars i 15 ml d'acetat amònic 1 N preparat utilitzant aigua ultra pura obtinguda utilitzant el sistema *milli-Q*. S'agiten els tubs durant 10 min en una agitador horitzontal i seguidament se centrifuguen a 3000 rpm durant 10 min. El sobrenedant es decanta dins un pot de polietilè amb tap de rosca. Es repeteix el procés tres vegades més. Seguidament es realitzen quatre rentats amb etanol 96%. El rentat consisteix en afegir 15 ml d'etanol al tub, resuspendre la terra, agitar 10 min i centrifugar durant 10 min a 3000 rpm. Es descarta el sobrenedant. Finalment es repeteix el procés amb clorur potàssic 1 N, l'extracte de clorur potàssic es guarda dins un pot de polietilè amb tap de rosca i s'acidifica. Ambdós extractes es congelen si no es poden mesurar immediatament.

La capacitat d'intercanvi catiònic s'obté de mesurar el contingut en amoni de l'extracte de clorur potàssic 1 N. Això es fa mitjançant el mètode *Kjendahl* explicat prèviament. La diferència és que en lloc d'una mostra digerida es mesura una alíquota de l'extracte d'uns 25 ml.

El sobrenedant de les extraccions amb acetat amònic s'utilitza per a mesurar els cations intercanviables. Per això és filtra amb un filtre de 8-10 µm de mida de porus i es dilueix 10 vegades, a fi d'obtenir una concentració d'acetat amònic de 0,1 N. El filtrat es mesura amb un espectròmetre d'emissió òptica 5300 DV de *Perkin Elmer*.

pH

La mesura del pH es realitza mitjançant un elèctrode de pH *Crison 52-02*. Es pesen uns 20 g de mostra tamisada dins un pot de polietilè amb tap de rosca, s'afegeixen 50 ml d'aigua destil·lada (proporció terra: aigua 1:2,5). A continuació s'agiten els pots en un agitador giratori durant 20 min i es deixen reposar uns 30 min. Passat aquest temps

s'agita manualment la mostra i s'introdueix l'elèctrode permetent el contacte amb la terra. L'elèctrode prèviament s'ha calibrat a partir de dos patrons de pH 7 i 4.

Carbonat de calci equivalent

El carbonat de calci equivalent es mesura mitjançant un calcímetre de *Bernard* (Porta *et al.*, 1986). Es pesen entre 0,2 i 1 g de mostra polvoritzada, segons si s'espera que tingui molts o pocs carbonats i es posa en el matràs *Kitasato* que està connectat al calcímetre. Dins el mateix matràs es col·loca una cubeta amb uns 2 ml d'àcid clorhídric al 50% de tal manera que l'àcid no entri en contacte amb la mostra de terra. Es rasa la bureta del calcímetre a zero, posant el dipòsit del calcímetre a l'altura de la marca de zero de la bureta, i es pressiona el tap de goma del matràs *Kitasato*. A continuació s'agita el matràs *Kitasato* a fi que la cubeta d'àcid tombi i aquest entri en contacte amb la mostra. Així com té lloc la reacció es baixa el dipòsit del calcímetre fins que el líquid quedi estacionat. S'anota el volum desplaçat. Per calcular el carbonat de calci equivalent prèviament es prepara un blanc amb diferents pesos de carbonat de calci. El volum desplaçat per la reacció de la mostra es compara amb el volum desplaçat pel carbonat de calci pur.

Calcària activa

Per a determinar la calcària activa se segueix el mètode descrit per Porta *et al.* (1986). Es pesen entre 2 i 4 g de mostra tamisada (< 2 mm), en funció del seu contingut en carbonats, dins un pot de polietilè amb tap de roca de 100 ml. S'afegeixen 100 ml d'oxalat amònic 0,2 N i s'agita durant 2 h. A continuació es filtra dins un matràs *Erlenmeyer* i s'agafa una alíquota de 10 ml que es posa dins el matràs *Kitasato* del calcímetre. Seguidament es procedeix de la mateixa manera que pels carbonats, es posa una cubeta amb àcid clorhídric 50% dins el matràs *Kitasato*, es rasa el calcímetre, es fa reaccionar l'extracte posant-lo en contacte amb l'àcid i es mesura el volum de líquid desplaçat dins el calcímetre. Igual que en el cas del carbonat de calci, és necessari calibrar prèviament el calcímetre amb carbonat de calci pur per a poder calcular la

quantitat de carbonats presents a l'extracte. El carbonat de calci mesurat a l'extracte, referit al pes sec de la mostra, es correspon amb la calcària activa.

Conductivitat elèctrica

La conductivitat elèctrica del sòl es mesura sobre un extracte terra: aigua 1: 5. Es pesen 5 g de mostra tamisada dins un tub de centrífuga, s'afegeixen 25 ml d'aigua destil·lada, s'agita durant 30 min i se centrifuga a 3000 rpm durant 10 min. Finalment es filtra i es mesura la conductivitat amb un conductímetre *Crison 524*. Aquesta mesura es coneix amb el nom de prova prèvia de la salinitat.

Nitrogen inorgànic

Per a la determinació del nitrogen inorgànic (N-NO_3^- i N-NH_4^+) es requereix una extracció prèvia amb clorur potàssic 2 M que es fa seguint la metodologia descrita per Keeney i Nelson (1982). Es pesen 10 g de mostra tamisada dins un pot de polietilè amb tap de rosca de 100 ml de capacitat, s'afegeixen 50 ml de clorur potàssic 2 M i s'agita amb un agitador giratori durant 2 h. La determinació del contingut en N-NO_3^- i N-NH_4^+ de l'extracte es fa mitjançant un autoanalitzador d'injecció de flux *Lachat*, seguint les metodologies descrites pel fabricant. En el cas de N-NO_3^- es prepara una recta de calibratge amb les següents concentracions: 0, 0,2, 0,5, 1, 2, 5, 10 i 20 mg L^{-1} de N-NO_3^- . D'altra banda, els punts de la recta de calibratge per a la determinació de N-NH_4^+ són els següents: 0, 0,1, 0,25, 0,5, 1, 2 i 3 mg L^{-1} de N-NH_4^+ .

Carboni orgànic soluble

Per a la mesura del carboni orgànic soluble es prepara un extracte terra:aigua 1:5, de la mateixa manera que es fa per a la mesura de la conductivitat elèctrica. Es pesen 5 g de mostra tamisada dins un tub de centrífuga i s'afegeixen 25 ml d'aigua destil·lada, s'agiten els tubs durant 30 min, se centrifuguen a 3000 rpm durant 10 min i es filtra el sobrenedant (diàmetre de porus del filtre $< 0,45 \mu\text{m}$). Per a eliminar el carboni inorgànic s'acidifica l'extracte i, dins una proveta de 25 ml, s'hi injecta N_2 durant 1 min.

Finalment es mesura el carboni orgànic total mitjançant un analitzador de carboni orgànic total *Shimadzu* 5000 A. Per a determinar la concentració de carboni total de l'extracte es prepara una recta de calibratge a partir d'una solució de biftalat de potassi anhidre ($C_8H_5KO_4$) amb una concentració de 1000 mg L^{-1} de carboni total. La recta de calibratge té set punts (0, 1, 2, 5, 10, 20 i 30 mg L^{-1} de carboni total).

Metalls pesants

El contingut en metalls pesants del sòl es mesura a partir d'una digestió amb *aqua regia* en vasos oberts.

Es pesa 1 g de terra polvoritzada que s'embolica en un paper de fumar al que prèviament se li ha retallat la banda adhesiva i s'introdueix dins un tub de digestió. S'afegeixen 2,5 ml d'àcid nítric concentrat i es deixa dins la campana de gasos durant tota la nit. L'endemà s'afegeixen 7,5 ml d'àcid clorhídric a cada tub.

Els tubs es col·loquen en un bloc digestor, que està en una campana de gasos especial per a digestions àcides. S'acobla un tub de reflux a cada tub de digestió i es puja la temperatura gradualment (amb intervals de $25\text{-}30 \text{ }^\circ\text{C}$) fins a arribar a $130 \text{ }^\circ\text{C}$ i es manté a aquesta temperatura durant 2 h. Passat aquest temps s'atura el bloc digestor i s'espera a que els tubs refredin.

Una vegada refredats els tubs, es filtra la solució digerida dins un matràs de 100 ml i s'acaba de rasar el matràs amb aigua purificada amb el sistema *milli-Q*. El filtrat es conserva a $4 \text{ }^\circ\text{C}$ dins pots de plàstic fins al moment de l'anàlisi.

Per a mesurar el contingut en metalls pesants es prepara una recta patró a partir de solucions preparades de 1000 mg L^{-1} . Les concentracions de la recta de calibratge es mostren a la Taula 3.4. L'anàlisi es realitza amb un espectrofotòmetre d'emissió òptica 5300 DV de *Perkin Elmer*.

Taula 3.4. Concentracions de la recta de calibratge ($\mu\text{g L}^{-1}$) per a la mesura del contingut en metalls pesants en mostres de sòl.

	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
P0	0	0	0	0	0	0	0
P1	1	12,5	125	375	25	20	25
P2	2	25	250	750	50	40	50
P3	4	50	500	1500	100	80	100
P4	10	125	1250	3750	250	200	250
P5	20	250	2500	7500	500	400	500
P6	40	500	5000	15000	1000	800	1000

3.3.2.3. Paràmetres biològics

Biomassa microbiana

El carboni de la biomassa microbiana es mesura seguint el procediment de fumigació-extracció descrit per Vance *et al.* (1987). El principi del mètode es basa en què la fumigació per cloroform provoca la mort de les cèl·lules microbianes del sòl per la ruptura de les membranes cel·lulars, de tal manera que el contingut citoplasmàtic és vessat al sòl, d'on s'extreu amb sulfat potàssic 0,5 M per a quantificar el contingut en carboni. Aquest mètode consta de tres fases: fumigació amb cloroform lliure d'etanol, extracció amb sulfat potàssic i determinació analítica del carboni de la biomassa microbiana.

Per a dur a terme la fumigació es pesen uns 25 g de mostra tamisada dins pots de vidre que es col·loquen dins un dessecador, juntament amb un vas de precipitats que conté carbonat de sodi. D'altra banda es posen uns 25 ml de cloroform lliure d'etanol dins un vas de precipitats juntament amb unes bolletes d'ebullició i s'escalfen fins que comença a bullir el cloroform. A continuació s'introdueix el vas de precipitats dins el dessecador que es tapa i es connecta a una bomba de buit. Es fa el buit durant 3 min, agitant suaument el dessecador per afavorir l'ebullició del cloroform. A continuació es tanca la clau del dessecador i s'atura la bomba de buit. Les mostres s'incuben amb atmosfera de cloroform durant 24 h a temperatura ambient i a les fosques. Passat aquests temps s'obri poc a poc la clau del dessecador perquè torni a entrar aire, es retira el vas amb cloroform

i es fa varies vegades el buit durant uns 2 min, per acabar d'eliminar el cloroform de les mostres.

L'extracció es fa a les mostres fumigades i també a les mostres sense fumigar. Es posen els 25 g de mostra en un pot de polietilè amb tap de rosca, al que se li afegeixen 100 ml de sulfat potàssic 0,5 M (relació sòl:extractant 1:4), i s'agiten durant 30 min en un agitador rotatori. Les suspensions es filtren i s'analitzen immediatament, o bé es guarden a 1-2 °C durant un màxim de dues setmanes o a -20 °C.

La determinació del carboni de la biomassa microbiana es pot realitzar mitjançant varis protocols. Per a les mostres recollides a Sant Jordi s'ha fet mitjançant digestió humida amb dicromat a reflux (Vance *et al.*, 1987) però per a les mostres de l'experiència en contenidors i del mostreig de les terres regades amb aigües residuals tractades durant un llarg termini s'ha mesurat mitjançant un analitzador de carboni orgànic total *Shimadzu* 5000 A.

Per a la digestió humida amb dicromat s'agafen 8 ml de l'extracte de sulfat potàssic 0,5 M que s'introdueixen dins un matràs de fons rodó. S'afegeixen 2 ml de solució de dicromat potàssic 66,7 mM, 70 mg d'òxid de mercuri i 15 ml de mescla àcida (àcid sulfúric: àcid fosfòric, 2:1). La mescla es posa a bullir a reflux durant 20 min, es deixa refredar i es dilueix amb uns 20-25 ml d'aigua destil·lada que s'afegeix a través del condensador de reflux, netejant-lo. El carboni orgànic es determina mitjançant una valoració volumètrica amb sulfat amònic ferrós 33,3 mM en una solució d'àcid sulfúric 0,4 M, utilitzant com a indicador una solució de 1,10 – fenantrolina-ferrosa 25 mM. Es fan alguns blancs sense mostra però amb tots els reactius.

La determinació amb l'analitzador de carboni orgànic total *Shimadzu* 5000 A es fa seguint la mateixa metodologia descrita per al carboni orgànic soluble però sobre l'extracte de sulfat potàssic 0,5 M. Es prepara una recta de calibratge a partir d'una solució de biftalat de potassi anhidre ($C_8H_5KO_4$) amb una concentració de 1000 mg L⁻¹ de carboni total. Les concentracions de la recta de calibratge són: 0, 10, 25, 50, 75, 100 i 125 mg L⁻¹.

Respiració basal

La respiració basal es mesura a partir del mètode descrit per Alef (1998). S'utilitzen flascons tancats hermèticament dins els que s'introdueixen 20 ml d'hidròxid de sodi 0,1 N i un tub de plàstic amb uns 20 g de mostra humida tamisada. En un dels flascons, que s'utilitzarà com a blanc, no s'introdueix mostra. Una vegada tancats hermèticament, els flascons s'incuben a 25 °C a la fosca durant 72 h. Passat aquest temps, es retira el tub amb la mostra, s'afegeixen 10 ml de clorur de bari 3 N i unes gotes d'indicador de fenolftaleïna (1 g de fenolftaleïna dissolt en 100 ml d'etanol al 95%) i es valora amb àcid clorhídric 0,1 N, agitant la mostra contínuament fins que canvia de color. D'aquesta manera es determina la quantitat de base que no ha reaccionat amb el diòxid de carboni.

Activitat deshidrogenasa

La determinació de l'activitat deshidrogenasa es fa per determinació colorimètrica del 2,3,5-trifenil formazan (TPF) produït per la reducció de 2,3,5-trifeniltetrazolium (TTC) pels microorganismes del sòl (Tabatabai, 1982). Es pesen 6 g de mostra tamisada que es mesclen amb 0,06 g de carbonat de calci. La mescla s'introdueix dins tubs d'assaig, afegint 1 ml de solució aquosa al 3% de TTC i 4 ml d'aigua destil·lada i agitant amb una vareta de vidre. Els tubs es tapen i s'incuben a 37 °C durant 24 h. Passat aquest temps s'afegeixen 10 ml de metanol i s'agiten durant 1 min. La suspensió es filtra amb un filtre *Whatman* 42 dins un matràs aforat de 100 ml. Es va afegint metanol a través del filtre fins a rasar el matràs a 100 ml. Es tapa el matràs, s'agita i al cap de 20 min es mesura el color vermell de l'extracte mitjançant una lectura de l'absorbància a una longitud d'ona de 485 nm, utilitzant metanol com a blanc. La quantitat de TPF produït es calcula per referència amb una recta patró preparada a partir de diferents concentracions de TPF (5, 10, 15 i 20 mg L⁻¹).

Activitat β -glucosidasa

L'activitat β -glucosidasa es mesura per determinació colorimètrica del p-nitrofenol alliberat per la β -glucosidasa quan el sòl és incubat amb una solució tamponada de p-nitrofenil- β -D-glucòsid (PNG) (Tabatabai, 1982). Es pesa 1 g de mostra tamisada dins un matràs *Erlenmeyer* de 50 ml al que s'afegeix 0,25 ml de toluè, 4 ml d'amortidor universal modificat pH 6 i 1 ml de solució PNG.

L'amortidor universal modificat pH 6 es prepara a partir d'una solució mare d'amortidor universal modificat: es dissolen 12,1 g de tris(hidroximetil)aminometà (THAM), 11,6 g d'àcid maleic, 14,0 g d'àcid cítric i 6,3 g d'àcid bòric en 488 ml d'hidròxid de sodi 1 N, diluint la solució amb aigua destil·lada fins a un volum de 1 L. S'agafen 200 ml d'aquesta solució mare que es posen dins un vas de precipitats de 500 ml, s'ajusta el pH fins a 6 amb àcid clorhídric 0,1 N i es dilueix fins a un volum de 1 L. La solució de PNG es prepara dissolent 0,377 g de PNG dins 50 ml d'amortidor universal modificat pH 6.

Els matrassos *Erlenmeyer* amb la mostra i els reactius esmentats anteriorment es tapen i s'incuben a 37 °C durant 1 h. A l'acabar la incubació es destapen i s'hi afegeixen 1 ml de clorur de calci 0,5 M i 4 ml de THAM 0,1 N pH 12, s'agiten durant uns segons i la suspensió es filtra a través d'un doble filtre ordinari. Finalment es mesura la intensitat de color amb un espectrofotòmetre realitzant una lectura de l'absorbància a 420 nm. El mateix procediment es repeteix amb les mateixes condicions però afegint el PNG després de la incubació per a fer els controls. Per a calcular el contingut de p-nitrofenol es prepara una recta patró amb 2, 4, 6, 8 i 10 mg L⁻¹ de p-nitrofenol que es mesura seguint el mateix procediment que per les mostres incubades una vegada filtrades.

Activitat fosfatasa alcalina

La mesura de l'activitat fosfatasa alcalina es basa en el mateix principi que la de l'activitat β -glucosidasa (Tabatabai, 1982). Es pesa 1 g de mostra tamisada en un matràs

Erlenmeyer de 50 ml, s'afegeixen 0,2 ml de toluè, 4 ml d'amortidor universal modificat pH 11 i 1 ml de solució p-nitrofenil fosfat.

L'amortidor universal modificat es prepara de la mateixa manera que el que s'utilitza per a mesurar l'activitat β -glucosidasa amb l'única diferència que el pH s'ajusta fins a 11 amb hidròxid de sodi 0,1 N. La solució de p-nitrofenil fosfat es prepara dissolent 0,420 g de p-nitrofenil fosfat tetrahidrat disodi en 50 ml d'amortidor universal modificat pH 11.

A continuació el procediment és similar al descrit per a l'activitat β -glucosidasa: els matrassos s'incuben a 37 °C durant 1 h i s'extreu el p-nitrofenol format. L'extracció es realitza afegint 1 ml de clorur de calci 0,5 M i 4 ml de hidròxid de sodi 0,5 M, s'agiten els matrassos durant uns segons i la suspensió es filtra amb un doble filtre ordinari. Es fan controls amb les mateixes mostres però afegint 1 ml de solució p-nitrofenil fosfat després de la incubació. Per a calcular el contingut de p-nitrofenol es prepara una recta patró amb 2, 4, 6, 8 i 10 mg L⁻¹ de p-nitrofenol que es mesura seguint el mateix procediment que per les mostres incubades una vegada filtrades.

Activitat arilsulfatasa

L'activitat arilsulfatasa es mesura amb un mètode similar al de les activitats β -glucosidasa i fosfatasa alcalina, també descrit per Tabatabai (1982). Es pesa 1 g de mostra tamisada en un matràs *Erlenmeyer* de 50 ml, s'afegeixen 0,25 ml de toluè, 4 ml d'amortidor acetat i 1 ml de solució p-nitrofenil sulfat.

Per a preparar l'amortidor acetat es dissolen 68 g d'acetat de sodi trihidrat en 700 ml d'aigua destil·lada, s'afegeixen 1,7 ml d'àcid acètic glacial (99%) i es dilueixen amb aigua destil·lada fins a un volum de 1 L. La solució p-nitrofenil sulfat es prepara dissolent 0,312 g de p-nitrofenil sulfat potassi en 50 ml d'amortidor acetat.

Els matrassos amb la mostra i els reactius s'incuben durant 1 h a 37 °C. Passat aquest temps s'afegeix 1 ml de clorur calci 0,5 M i 4 ml d'hidròxid de sodi 0,5 M, s'agita

durant uns segons i es filtra la suspensió amb doble filtre ordinari. Es fan uns controls amb les mateixes mostres però posant la solució de p-nitrofenil sulfat després de la incubació. Per a calcular el contingut de p-nitrofenol es prepara una recta patró amb 2, 4, 6, 8 i 10 mg L⁻¹ de p-nitrofenol que es mesura seguint el mateix procediment que per les mostres incubades una vegada filtrades.

Activitat BAA- proteasa

L'activitat BAA- proteasa s'ha mesurat seguint el mètode descrit per Kandeler i Gerber (1998). Es pesen 0,5 g de mostra tamisada dins un tub de centrífuga, s'afegeix 2 ml de d'amortidor fosfat 0,1 M pH 7 i 0,5 ml de solució substrat. Es repeteix el procés per cada mostra analitzada però sense afegir la solució substrat.

L'amortidor fosfat es prepara mesclant 39 ml de fosfat de sodi monobàsic 0,2 M i 61 ml de fosfat de sodi dibàsic 0,2 M, i dissolent en aigua destil·lada fins a un volum de 200 ml. La solució substrat es prepara dissolent 0,248 g de N- α -benzoil-L-argininamida (BAA) en 25 ml d'aigua destil·lada.

Les mostres s'incuben durant 2 h a 40 °C. Passat aquest temps s'afegeix 0,5 ml de solució substrat a les mostres control (a les que no se'ls hi havia posat anteriorment). A continuació s'afegeixen 3 ml d'una solució de clorur potàssic, es tapen els tubs de centrífuga, s'agiten durant 30 min i se centrifuguen durant 10 min a 3000 rpm. La solució de clorur potàssic es prepara dissolent 74,6 g de clorur potàssic en aigua destil·lada amb 10 ml d'àcid clorhídric 1 M i rasant en un volum de 1 L. Després de centrifugar, s'agafen 0,5 ml de l'extracte clar que s'introdueixen dins un tub d'assaig juntament amb 4,5 ml d'aigua destil·lada, 2,5 ml d'una mescla de salicilat sòdic i hidròxid de sodi i 1 ml de solució de dicloroisocianur sòdic (0,1 g de dicloroisocianur sòdic dins 100 ml d'aigua destil·lada). S'agita i es deixa reposar durant 30 min a la fosca.

La mescla de salicilat sòdic i hidròxid de sodi es prepara mesclant volums iguals d'una dissolució de salicilat sòdic (85 g de salicilat sòdic i 600 mg de nitroprusiat sòdic fins a un volum de 500 ml amb aigua destil·lada), d'hidròxid de sodi 0,3 M i d'aigua.

Després de la incubació es llegeix l'extracte a una absorbància de 690 nm mitjançant un espectrofotòmetre, es fa un blanc amb 2 ml d'amortidor fosfat i 0,5 ml de substrat que segueix el mateix tractament que una mostra.

Activitat ureasa

Per a la determinació de l'activitat ureasa se segueix la metodologia de Kandeler i Gerber (1998). Es pesen 0,5 g de mostra tamisada dins un tub de centrífuga, s'afegeix 2 ml d'amortidor borat pH 10 i 0,25 ml d'una solució d'urea al 0,48%. Pels controls es pesa la mateixa quantitat de mostra però no es posa la solució d'urea. Les mostres s'incuben durant 2 h a 37 °C. Després de la incubació s'afegeix el substrat als controls i 3 ml de clorur potàssic als dos grups de tubs que es prepara de la mateixa manera que per a l'activitat BAA- proteasa. Es tapen els tubs, s'agiten mecànicament durant 30 min i se centrifuguen 10 min a 3000 rpm. A continuació s'agafen 0,5 ml d'extracte clar que s'introdueixen dins un tub de d'assaig i se segueix el procediment descrit per a l'activitat BAA- proteasa.

3.3.3. Material vegetal

Nitrogen

El nitrogen de les mostres vegetals es realitza amb el mètode *Kjeldahl*. Es pesen uns 200 mg de mostra polvoritzada i s'emboliquen amb un paper de fumar al que prèviament se li ha tallat la banda adhesiva. A continuació s'introdueixen dins els tubs *Kjeldahl* juntament amb 200 mg de catalitzador (mescla de seleni, sulfat de coure i sulfat de potassi en proporció 1:10:100) i 5 ml d'àcid sulfúric. Els tubs s'escalfen fins a 390 °C amb un digestor, pujant la temperatura gradualment amb intervals de 50 °C aproximadament. Quan s'assoleix la temperatura desitjada aquesta es manté durant uns

30 min. Posteriorment es deixen refredar durant un mínim de 15 min. Les mostres digerides es destil·len amb un destil·lador automatitzat *Gerhardt* model *Vapodest 45* que afegeix una solució receptora d'àcid bòric al 2%, prèviament preparada, i una solució d'hidròxid de sodi al 40% que neutralitza l'àcid sulfúric. Després de la destil·lació es titula la mostra amb àcid clorhídric 0,1 N. També es realitzen uns quants blancs amb paper de fumar i tots els reactius. El volum de titulant gastat amb el blanc es resta del gastat amb la mostra en el càlcul final.

Fòsfor, potassi, sodi, calci i magnesi

La determinació de fòsfor, potassi, sodi, calci i magnesi es realitza per incineració, seguint el mètode de Ryan *et al.* (2001) i lectura amb un espectrofotòmetre d'emissió òptica..

Es pesen un 0,25 g de mostra seca polvoritzada dins un gresol de porcellana i es posen dins el forn de mufla a 550 °C durant 3 h. Les cendres es dissolen en 5 ml de HNO₃ 25% (417 ml HNO₃ 60% en 1 L d'aigua *milli-Q*) agitant amb una vareta de plàstic. Al cap de 15-20 min es transfereix la mescla a un matràs *Erlenmeyer* de 50 ml i s'afegeixen 50 ml d'aigua purificada amb el sistema *milli-Q*, la qual també s'aprofita per netejar el gresol. Els matrassos s'agiten manualment i es deixen reposar durant uns 30 min. Finalment es filtra amb un filtre de 0,45 µm de diàmetre de porus i es transfereix el filtrat a un pot d'anàlisi.

La concentració de nutrients a la mostra aquosa es mesura amb un espectrofotòmetre d'emissió òptica 5300 DV de *Perkin Elmer*.

Les rectes de calibratge es preparen a partir de solucions preparades de cada element de 1000 mg L⁻¹ de concentració. Es prepara una recta de sis punts amb les concentracions de cada element que es representen a la Taula 3.5.

En el moment de la lectura, si alguna de les mostres es passa de rang per algun element, es dilueix al 50 o al 25% i es torna a llegir. Tant els patrons com les dilucions es

preparen amb HNO₃ 2% (35 ml HNO₃ 60% en 1 L aigua purificada amb el sistema *milli-Q*).

Taula 3.5. Concentracions de la recta de calibratge (mg L⁻¹) per a la mesura de P, Mg, Ca, Na i K en material vegetal.

Patró	P	Mg	Ca	Na	K
1	0	0	0	0	0
2	2,5	1,25	1,25	1,25	2,5
3	5	2,5	2,5	2,5	5
4	10	5	5	5	10
5	20	12,5	12,5	12,5	20
6	50	25	25	25	50

Metalls pesants

La determinació del contingut en metalls pesants es realitza també per incineració, seguint la metodologia descrita per a la determinació de fòsfor, potassi, sodi, calci i magnesi. No obstant això, en el cas dels metalls pesants es pesa 1 g de mostra o la quantitat màxima possible en funció de la disponibilitat de material vegetal.

Les rectes de calibratge es preparen a partir de solucions preparades de cada element de 1000 mg L⁻¹ de concentració. Es prepara una recta de set punts amb les concentracions de cada element que es representen a la Taula 3.6.

Taula 3.6. Concentracions de la recta de calibratge (µg L⁻¹) per a la mesura de metalls pesants en material vegetal.

Patró	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
1	0	0	0	0	0	0	0	0
2	1	2	12,5	125	125	5	4	125
3	2	4	25	250	250	10	8	250
4	4	8	50	500	500	20	16	500
5	10	20	125	1250	1250	50	40	1250
6	20	40	250	2500	2500	100	80	2500
7	40	80	500	5000	5000	200	160	5000

4. ESTUDI DE LA QUALITAT DELS SÒLS REGATS AMB AIGÜES RESIDUALS TRACTADES DURANT UN LLARG TERMINI A L'ILLA DE MALLORCA

4.1. PRESENCIA DE METALLS PESANTS A TERRES AGRÍCOLES DE MALLORCA. RELACIÓ AMB EL REG AMB AIGÜES RESIDUALS TRACTADES

4.1.1. Introducció

Els metalls pesants són elements d'alta densitat que en condicions naturals es troben en baixes concentracions en el sòl. No obstant això la seva presència s'ha vist incrementada per l'activitat humana, principalment la indústria i l'agricultura (Alloway, 1995).

Es consideren com a metalls pesants, entre d'altres, el cadmi (Cd), el crom (Cr), el coure (Cu), el manganès (Mn), el níquel (Ni), el plom (Pb) i el zinc (Zn). Alguns d'aquests elements, com el Cu, el Mn i el Zn, són coneguts per ser micronutrients essencials per a les plantes superiors. A més d'aquests, el Cr i el Ni també són

essencials per als animals, de manera que la seva presència en el sòl en petites quantitats és necessària. Per altra banda, no es coneix cap funció biològica en la què hi intervinguin el Cd o el Pb (Adriano, 2001).

En concentracions elevades els metalls pesants són tòxics tant per a les plantes com per als animals i els microorganismes del sòl. A més, la seva acumulació al sòl comporta el risc de que puguin ser lixiviats amb l'aigua de pluja o el reg i arrossegats cap als aqüífers subterranis i altres ecosistemes aquàtics, afectant també a la flora i la fauna, empitjorant la qualitat de les aigües (de Vries *et al.*, 2002).

La concentració de metalls pesants en els teixits vegetals està relacionada, en gran mesura, amb la presència i disponibilitat d'aquests elements al sòl. En general les plantes són més tolerants a un increment de les concentracions de metalls pesants que a la seva deficiència. Aquesta tolerància comporta un risc per a la salut humana i animal, sobretot en el cas d'aquells elements que són tòxics per als humans, ja que, a través dels cultius, poden entrar a la cadena alimentària (Kabata-Pendias, 2001). D'altra banda les plantes tolerants i acumuladores de metalls pesants també tenen interès per a la fitoremediació de sòls contaminants (Del Río-Celestino *et al.*, 2006).

El contingut en metalls pesants en els sòls s'ha estudiat amplament, principalment en aquelles zones on hi ha una activitat industrial o minera important (Davies, 1997; Ersoy *et al.*, 2004; Martley *et al.*, 2004) o que presenten unes característiques geoquímiques determinades, com sòls volcànics (Adamo *et al.*, 2003) o el cas del riu Tinto, al sud de la península Ibèrica, amb alts nivells de metalls pesants a causa de la presència de jaciments de pirita i coure que s'han explotat durant milers d'anys (Rufo *et al.*, 2007). També hi ha una gran varietat d'estudis centrats en els sòls urbans (Kelly i Thorton, 1996; Mielke *et al.*, 2000; Rossini i Fernández, 2007) i en els sòls agrícoles (López-Mosquera *et al.*, 2005; Micó *et al.*, 2006a).

En els sòls agrícoles, el contingut en metalls pesants està relacionat en part amb les característiques del material originari, però també hi ha un efecte atribuïble a la gestió, principalment en relació a l'aplicació de fertilitzants i fitosanitaris (Moreno *et al.*, 1999;

Facchinelli *et al.*, 2001; Micó *et al.*, 2006a) i amb el reg amb aigües residuals (Aucejo *et al.*, 1996; Al-Zu'bi, 2007).

La reutilització de les aigües residuals per al reg agrícola presenta avantatges interessants, especialment en aquelles zones on els recursos hídrics són limitats i existeix una forta demanda d'aigua per a usos urbans, com és el cas de les Illes Balears. Les aigües residuals tractades es caracteritzen per presentar un cert contingut en nutrients, que permet satisfer en part les necessitats dels cultius, el que suposa un estalvi en fertilitzants minerals, a més de micronutrients i matèria orgànica (Aganga *et al.*, 2005). A més a més, l'enriquiment del sòl amb fonts d'energia i nutrients procedents de les aigües residuals utilitzades per al reg pot afectar positivament al contingut en microorganismes i a l'activitat biològica del sòl (Filip *et al.*, 2000).

El contingut en metalls pesants és un dels paràmetres que preocupen més alhora de plantejar la reutilització de les aigües residuals per al reg agrícola. En aquelles zones que es reguen amb aigües residuals sense tractar i on les aigües municipals es combinen amb aigües d'origen industrial, el contingut en metalls pesants dels sòls augmenta amb el temps (Ramirez-Fuentes *et al.*, 2002; Mireles *et al.*, 2004; Mapanda *et al.*, 2005; Rattan *et al.*, 2005). No obstant això, la majoria de les aigües procedents d'usos urbans que han rebut tractament secundari presenten una baixa quantitat de metalls (Crook, 1998).

Els objectius d'aquest treball són avaluar la incidència del reg amb aigües residuals tractades sobre el contingut en metalls pesants dels sòls i diferenciar les principals fonts d'aquests elements a sòls agrícoles de Mallorca, estudiant les relacions entre ells.

4.1.2. Material i mètodes

S'han estudiat 27 mostres representatives de la capa llaurable de sòls agrícoles (A) de l'illa de Mallorca que inclouen diferents tipologies de sòls i sistemes de cultiu (secà i regadiu). Paral·lelament s'han estudiat 23 mostres de la capa llaurable de sòls que s'han regat entre 20 i 40 anys amb aigües residuals tractades (R) a les zones de Sa Porrassa,

Peguera i Son Vic Nou (Calvià), Inca i S’Aranjassa, Sant Jordi, Son Ferriol i Sa Casa Blanca (Palma). La dificultat per trobar zones on es reutilitzen les aigües residuals tractades per al reg durant almenys 20 anys limita la variabilitat del mostreig respecte al de sòls agrícoles de referència. Els punts de mostreig per a cada tractament s’especifiquen a les Taules 4.1.a i 4.1.b.

Taula 4.1.a. Punts de mostreig dels sòls regats amb aigües residuals tractades (R).

Municipi	UTM (x)	UTM (y)
Calvià	UTM (x)	UTM (y)
Calvià	458278	4372321
Calvià	458327	4372225
Calvià	458181	4372173
Calvià	453713	4377214
Calvià	453899	4377043
Calvià	453845	4376969
Calvià	454001	4378029
Calvià	454106	4378237
Inca	454147	4378242
Inca	494496	4395854
Inca	494442	4396208
Palma	494556	4396078
Palma	480521	4377334
Palma	480409	4377323
Palma	479619	4377260
Palma	476985	4379755
Palma	476955	4379735
Palma	477716	4380065
Palma	477695	4380105
Palma	478796	4380275
Palma	478805	4380236
Palma	478866	4380413

UTM: sistema de coordenades *Universal Transversal Mercator* (*datum*: ETRS89 fus 31S).

No es disposa de dades representatives del contingut en metalls pesants de les aigües residuals tractades emprades per al reg al llarg del temps en els diferents indrets, si bé és constatable la percepció de millora del procés de depuració que hi ha hagut en els darrers anys.

Les mostres són compostes, formades per terra de la capa llaurable (0-20 cm) agafada a quatre punts representatius de la parcel·la. Els mostrejors s’han dut a terme en els estius de 2003 i 2006.

El sòl s'ha tamisat (< 2 mm) per a les anàlisis de pH. Per altres anàlisis com carboni orgànic total, carbonat de calci equivalent i metalls pesants (Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb i Zn) la mostra de terra s'ha polvoritzat.

Taula 4.1.b. Punts de mostreig dels sòls agrícoles de referència (A).

Municipi	UTM (x)	UTM (y)
Algaida	493542	4380431
Ariany	508928	4387292
Calvià	455741	4380636
Calvià	455865	4380578
Calvià	455897	4380624
Calvià	455965	4380663
Montuïri	498547	4381892
Montuïri	498563	4381759
Palma	478899	4380432
Palma	478826	4380185
Palma	484825	4380127
Palma	476846	4380156
Palma	476865	4380166
Palma	478085	4380536
Palma	478076	4380566
Petra	511929	4381626
Petra	511922	4381396
Petra	512413	4381738
Porreres	508632	4372078
Sa Pobla	504111	4403169
Sa Pobla	503197	4404260
Sa Pobla	501429	4400753
Sa Pobla	501427	4400192
Sencelles	487697	4386442
Sencelles	487518	4386638
Sencelles	487493	4386790
Villafranca	507838	4378876

UTM: sistema de coordenades *Universal Transversal Mercator* (datum: ETRS89 fus 31S).

Les metodologies que s'han seguit són les habituals per aquest tipus de paràmetres (MAPA, 1994). El pH s'ha mesurat en una suspensió terra: aigua 1:2,5 mentre que els carbonats s'han determinat amb un calcímetre de *Bernard*, quantificant el volum de diòxid de carboni després per la mostra de sòl quan és atacada amb HCl, aproximadament 6 M, i comparant els resultats amb un patró de carbonat càlcic.

El fòsfor total s'ha determinat colorimètricament usant un reactiu d'amoni vanadomolibdat, després d'una digestió amb una mescla de HNO₃ i HClO₄ (1:2). El

carboni orgànic total s'ha analitzat mitjançant una digestió amb dicromat (Nelson i Sommers, 1996) i per a la determinació dels metalls pesants s'ha fet una digestió amb *aqua regia* a 130 °C durant 2 h, s'ha filtrat i diluït fins a 100 ml d'aigua i la solució obtinguda s'ha analitzat amb espectrofotòmetre d'emissió òptica 5300 DV de *Perkin Elmer*.

En primer lloc s'ha calculat la mitjana, la desviació típica, la mediana i els valors mínim i màxim de cada paràmetre analitzat per cada grup de sòls (regats amb aigües residuals tractades i sòls agrícoles de referència). S'ha realitzat un test de *Student* per a les comparacions entre mitjanes quan les variàncies eren homogènies i un t-test de variàncies no homogènies quan les variàncies no eren homogènies (Ruxton, 2006). S'ha utilitzat el test de *Levene* per a estimar la homogeneïtat de les variàncies. S'han calculat les correlacions de *Pearson* entre les 11 variables analitzades incloent totes les mostres (n=50) i s'ha realitzat una anàlisi de components principals, aplicant una rotació *Varimax* per a facilitar la interpretació dels resultats (Micó *et al.*, 2006b).

Totes les anàlisis estadístiques s'han realitzat mitjançant el programa SPSS 15.0 per a *Windows*.

4.1.3. Resultats i discussió

Els sòls estudiats es caracteritzen per presentar un pH elevat i uns alts continguts en carbonat de calci equivalent i carboni orgànic total (Taula 4.2). Les seves característiques són semblants a les d'altres sòls del vessant mediterrani de la península Ibèrica (Moreno *et al.*, 1996; Micó *et al.*, 2006b; Rodríguez-Martín *et al.*, 2006).

Per a la majoria dels paràmetres analitzats en els dos tractaments, sòls regats amb aigües residuals tractades (R) i sòls agrícoles de referència (A), la mitjana i la mediana pràcticament coincideixen, el que indica una distribució normal. Si bé, això no es compleix en el cas dels continguts en carboni orgànic total i Mn en els dos tractaments, de carbonat de calci equivalent i Cr en els sòls regats amb aigües residuals tractades i de fòsfor total i Zn en els sòls control (Taula 4.2). La manca de normalitat és causada per

alguns valors que sobresurten considerablement de la mitjana i que poden estar relacionats d'una part amb els distints materials litològics presents i, de l'altra, amb els diferents usos a què es veuen sotmesos aquests sòls. És per aquest motiu que la mediana és considerada per alguns autors com un estadístic representatiu del contingut en metalls pesants d'un grup de sòls (Hernández *et al.*, 2007).

Taula 4.2. Estadístics descriptius dels continguts en metalls pesants i algunes propietats del sòl. Comparació entre els sòls regats amb aigües residuals tractades (R) i els sòls agrícoles de referència (A). El contingut en carbonat de calci equivalent (CCE) i el carboni orgànic total (COT) estan expressats en percentatge i els metalls pesants, en mg kg⁻¹

	T	n	Mitjana	Desviació estàndard	Mediana	Mínim	Màxim	Sig
pH	R	23	8,44	0,18	8,45	8,13	8,72	0,000
	A	27	8,23	0,15	8,20	7,96	8,54	
CCE	R	23	39,8	14,2	35,7	19,1	77,9	0,768
	A	27	38,2	21,1	36,1	1,26	79,4	
COT	R	23	1,95	0,44	1,85	1,00	2,74	0,622
	A	27	1,85	0,90	1,55	0,70	4,28	
P	R	23	980	280	995	446	1579	0,444
	A	27	1083	618	870	299	2721	
Cd	R	23	0,59	0,13	0,57	0,33	0,88	0,157
	A	27	0,67	0,21	0,64	0,40	1,24	
Cr	R	23	46,7	39,4	34,1	11,2	177,4	0,235
	A	27	36,1	14,9	35,3	8,8	65,4	
Cu	R	23	21,0	13,2	20,1	4,4	64,2	0,220
	A	27	25,7	13,7	22,6	5,1	52,3	
Mn	R	23	381	123	365	144	643	0,019
	A	27	509	236	468	109	1052	
Ni	R	23	20,4	6,2	20,6	8,6	34,6	0,131
	A	27	23,8	9,5	22,7	8,3	43,9	
Pb	R	23	29,0	18,3	27,9	2,6	67,6	0,042
	A	27	19,9	10,7	19,2	3,5	40,1	
Zn	R	23	64,1	20,1	62,4	20,3	95,4	0,285
	A	27	74,6	45,3	69,1	16,9	192,0	

T: tractament; n: nombre de mostres; Sig: significació

Els valors de pH són significativament més elevats en els sòls regats amb aigües residuals tractades ($p < 0,001$). La causa més probable d'aquesta diferència és l'aportació de bases intercanviables, sobretot sodi, amb les aigües residuals tractades, com també apunten Gelsomino *et al.* (2006).

En general els valors mitjans de contingut en metalls pesants són similars als observats a altres regions amb característiques edàfiques similars (Taula 4.3). No s'observen diferències significatives entre els sòls regats amb aigües residuals tractades i els agrícoles de referència (Taula 4.2), excepte en el cas del Mn, que és significativament més elevat en els sòls de referència ($p < 0,05$), i en el del Pb, que és significativament més elevat en els sòls regats amb aigües residuals tractades ($p < 0,05$).

Taula 4.3. Contingut en metalls pesants a regions properes amb característiques edàfiques similars (mg kg^{-1})

	Cartagena ¹	Alacant ²	Castelló ³	Barcelona ⁴	Conca Ebre ⁵
Cd	0,26	0,34	0,33	<0,67	0,42
Cr	46,2	26,5	33,3	45,4	20,3
Cu	-	22,5	36,6	28,1	17,3
Mn	-	295	385	-	-
Ni	-	20,9	19,3	36,1	20,5
Pb	10,8	22,8	55,8	59,6	17,5
Zn	53,1	52,8	78,5	92,8	57,5

¹Hernandez *et al.* (2007), ²Micó *et al.* (2006b), ³Peris (2006), ⁴Bech *et al.* (2005), ⁵Rodríguez-Martin *et al.* (2006)

La diferència en contingut en Mn és deguda a que alguns dels sòls agrícoles mostrejats com a referència presenten valors molt elevats, propers a 1000 mg kg^{-1} . Els valors màxims de Mn són similars als valors màxims observats per Bech *et al.* (2001) i coincideixen amb sòls vermells, que es caracteritzen per presentar alts continguts de minerals d'argila (Farrús *et al.*, 2002). En contraposició, els sòls poc diferenciats sobre calcàries margoses són els que presenten les concentracions més baixes d'aquest element.

Segons Alloway (1995), a sòls no contaminats el Pb és present en concentracions inferiors a 20 mg kg^{-1} i els valors més elevats són deguts a emissions antròpiques. El trànsit rodat es considera una de les principals fonts de contaminació de Pb. De fet,

s'han observat valors molt alts d'aquest element prop de les cruïlles i les rodones de les carreteres amb alta densitat de trànsit, on els vehicles s'aturen i acceleren (Kelly i Thornton, 1996). En qualsevol cas, aquesta no pareix ésser la causa de les diferències entre els sòls regats amb aigües residuals tractades i els sòls agrícoles de referència. Les mostres amb continguts més elevats es corresponen amb tres parcel·les d'Inca i algunes de les parcel·les de Palma, mentre que la resta de parcel·les regades amb aigües residuals tractades mantenen valors similars a les terres agrícoles de referència. Aquestes diferències són atribuïbles a la composició que hagin tingut les aigües residuals tractades al llarg dels anys a les diferents estacions depuradores, si bé els valors obtinguts estan molt per davall dels màxims permesos per la legislació (Reial Decret 1310/1990).

Les principals aportacions de Pb a les aigües residuals provenen de les pròpies canonades, fabricades antigament amb aquest metall i que encara es mantenen a moltes cases, i de la pols dels carrers, relacionada amb el trànsit de vehicles i que és arrossegada al clavegueram per l'aigua de pluja (Sörne i Lagerkwist, 2002). Hi ha una relació positiva evident entre la utilització de benzines amb Pb i el contingut d'aquest element a la pols dels carrers (De Miguel *et al.*, 1997).

Els valors de metalls pesants de tots els sòls estudiats estan dins els límits permesos per la legislació per a sòls amb valors de pH superior a 7 (Reial Decret 1310/1990), amb l'excepció d'una parcel·la regada amb aigües de la depuradora d'Inca que presenta un contingut en Cr de 177 mg kg^{-1} , quan el màxim permès és de 150 mg kg^{-1} . La causa més probable dels alts nivells de Cr observats en aquesta mostra és l'aportació d'aquest element amb les aigües residuals tractades que eventualment poden haver rebut abocaments provinents de la indústria de la pell (Alvarez-Bernal *et al.*, 2006). De fet, altres mostres recollides a Inca i a S'Aranjassa - Sant Jordi també presenten valors alts d'aquest element, superiors als observats en altres estudis (Taula 4.3) però per davall dels límits legals (Reial Decret 1310/1990).

La correlació positiva entre el pH del sòl i la concentració de carbonat de calci equivalent és ben coneguda (Bech *et al.*, 2005); el pH, a més, presenta correlacions

negatives significatives amb les concentracions de Cd, Cu, Mn, Ni, Pb i Zn (Taula 4.4). Micó *et al.* (2006b) observen una correlació negativa entre el pH i el Ni però no obtenen correlacions significatives entre el pH i els altres elements, el que és atribuïble, segons aquests autors, a la baixa variabilitat dels valors de pH. Nan *et al.* (2002) observen una correlació negativa del pH i Cd, Cu, Pb i Zn a sòls calcaris i Navas i Machín (2002) obtenen resultats similars amb Cd, Cu, Mn, Pb i Zn.

Els contingut en carbonat de calci equivalent està negativament correlacionat amb tots els metalls pesants, el que concorda amb els resultats obtinguts per altres autors (Micó *et al.*, 2006b; Rodríguez-Martín *et al.*, 2006).

La relació entre el carboni orgànic total i els metalls pesants és significativa en el cas del Cd i Zn ($p < 0,01$) i Cu, Mn i Pb ($p < 0,05$).

El fòsfor total està altament correlacionat amb el Cd, el Cu i el Zn ($r = 0,714, 0,527$ i $0,599$, respectivament; $p < 0,001$), a més del Ni ($r = 0,418$; $p < 0,01$), el Mn i el Pb ($r = 0,316$ i $0,303$, respectivament; $p < 0,05$). Els adobs fosfòrics són una font important de metalls pesants en sòls agrícoles, especialment de Cd, Cu i Zn (Micó *et al.*, 2006b), el que explica la forta correlació del fòsfor amb aquests elements.

Tots els metalls pesants estan altament correlacionats entre si. El Cd, per exemple, té una alta correlació positiva amb Cu, Mn, Ni i Zn (Taula 4.4), que també és observada per Navas i Machín (2002). Cd i Zn estan molt associats per la seva geoquímica, ja que presenten estructures iòniques semblants (Alloway, 1995). També existeix una forta correlació positiva entre el Cr i el Cu, el Ni i el Pb. En general el Cr i el Ni estan altament correlacionats (De Temmerman *et al.*, 2003, Bech *et al.*, 2005; Rodríguez-Martín *et al.*, 2006) però també s'observen correlacions altes amb el Cd, el Mn i el Zn (Navas i Machín, 2002; De Temmerman *et al.*, 2003) i amb el Pb (Rodríguez-Martín *et al.*, 2006). El Cu presenta una alta correlació amb tots els metalls estudiats, però en especial amb el Mn, el Ni, el Pb i el Zn. Altres autors també han observat correlacions altes entre Cu i Zn (Nan *et al.*, 2002; Rodríguez-Martín *et al.*, 2006).

Taula 4.4. Matriu de correlacions de *Pearson* entre els metalls i les propietats del sòl.

	CCE	COT	P	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
pH	0,376 **	-0,138 -	-0,332 *	-0,446 **	-0,259 -	-0,494 ***	-0,495 ***	-0,514 ***	-0,331 *	-0,431 **
CCE		-0,356 *	-0,348 *	-0,542 ***	-0,426 **	-0,623 ***	-0,828 ***	-0,864 ***	-0,578 ***	-0,753 ***
COT			0,428 **	0,388 **	0,106 -	0,354 *	0,317 *	0,272 -	0,331 *	0,374 **
P				0,714 ***	0,243 -	0,527 ***	0,316 *	0,418 **	0,303 *	0,599 ***
Cd					0,350 *	0,561 ***	0,504 ***	0,634 ***	0,441 **	0,692 ***
Cr						0,662 ***	0,305 *	0,492 ***	0,735 ***	0,448 **
Cu							0,711 ***	0,744 ***	0,630 ***	0,767 ***
Mn								0,909 ***	0,354 *	0,694 ***
Ni									0,540 ***	0,789 ***
Pb										0,619 ***

CCE: carbonat de calci equivalent; COT: carboni orgànic total; P, fòsfor total.
 -, sense significació; correlació significativa a * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

La correlació més alta observada es dona entre el Mn i el Ni ($r = 0,909$). El Mn també està altament correlacionat amb el Cd, el Cu i el Zn, mentre que el Ni ho està amb tots els elements. De manera similar Rodríguez-Martín *et al.* (2006) destaca l'alta correlació observada entre Ni i Zn a sòls de la conca de l'Ebre.

L'anàlisi de les components principals permet diferenciar les fonts majoritàries dels metalls pesants i es pot considerar com una continuació de l'anàlisi de correlacions (Davies, 1997). Considerant els resultats dels autovalors inicials se seleccionen tres components principals, que representen el 89% de la variància total. Els autovalors inicials de les dues primeres components són majors que 1 i el tercer torna major que 1 després de la rotació de la matriu (Taula 4.5).

Taula 4.5. Variància total explicada i matrius de components (tres factors seleccionats) pels continguts en metalls pesants.

Component	Autovalors inicials			Suma de les saturacions al quadrat de la rotació		
	Total	% de la variància	Acumulat (%)	Total	% de la variància	Acumulatiu (%)
<i>Variància total explicada</i>						
1	4,639	66,3	66,3	2,587	37,0	37,0
2	1,041	14,9	81,1	2,171	31,0	68,0
3	0,570	8,1	89,3	1,492	21,3	89,3
4	0,311	4,4	94,0			
5	0,253	3,6	97,3			
6	0,142	2,0	99,4			
7	0,043	0,6	100,0			

La primera component, que representa un 37% de la variància, està altament i positivament relacionada amb els metalls Cu, Mn, Ni i Zn. La segona explica el 31% de la variància i presenta una alta relació amb el Cr i el Pb i, en menor mesura, amb el Cu, i la tercera, 21% de la variància, està relacionada majoritàriament amb el Cd (Taula 4.6, Figura 4.1).

La distribució entre les components depèn de la relació que tenen els elements entre si i la seva variabilitat. A la Figura 4.1 es pot observar que els elements no estan molt allunyats un de l'altre, si bé els tres grups es diferencien clarament.

Taula 4.6. Matriu de components rotats amb el mètode de rotació *varimax* amb normalització Kaiser.

	Component 1	Component 2	Component 3
Cd	0,298	0,186	0,907
Cr	0,196	0,920	0,074
Cu	0,655	0,575	0,275
Mn	0,957	0,105	0,199
Ni	0,844	0,304	0,347
Pb	0,190	0,850	0,300
Zn	0,605	0,365	0,582

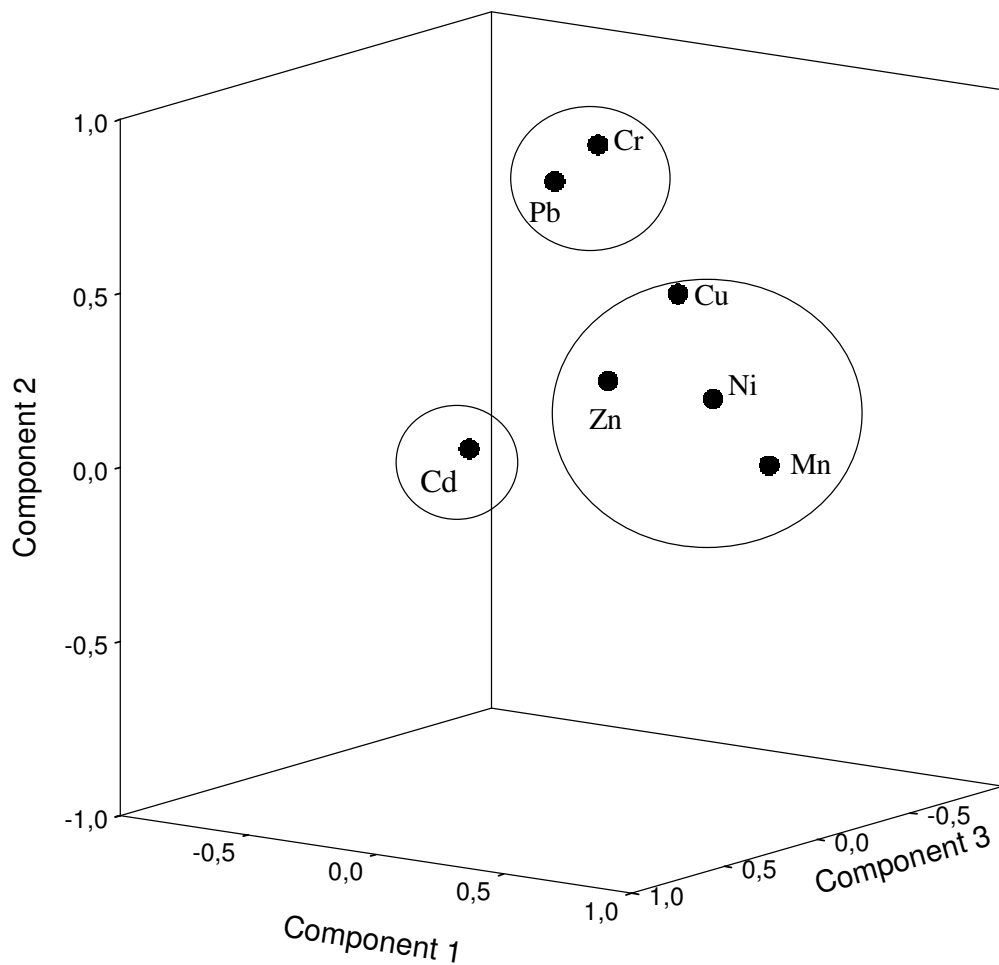


Figura 4.1. Gràfic de components en espai rotat.

La primera component depèn majoritàriament de l'origen litològic i dels processos edafogènics, ja que la variabilitat dels seus elements sembla estar controlada per la roca

mare. S'observa que els elements que formen part d'aquesta component són els que presenten unes majors correlacions negatives amb el contingut en carbonat de calci equivalent. A altres treballs realitzats al vessant mediterrani de la península Ibèrica, sobre sòls semblants, també s'aprecia la influència de la roca mare, especialment en el contingut en Mn, Ni i Zn (Bech *et al.*, 2005; Micó *et al.*, 2006b; Rodríguez-Martín *et al.*, 2006), tot i que aquest darrer pot tenir un altre origen.

El Cr i el Pb són els elements principals de la segona component. La majoria d'autors consultats (Facchinelli *et al.*, 2001; Díez, 2006; Micó *et al.*, 2006b; Rodríguez-Martín *et al.*, 2006) consideren que el Cr té un origen litològic i que el seu contingut augmenta amb l'evolució del sòl. No obstant això, algunes de les mostres analitzades en aquest estudi, recollides a sòls regats des de fa més de 20 anys amb aigües procedents de les depuradores d'Inca i Palma, presenten concentracions de Cr superiors a 60 mg kg^{-1} , que estan per damunt de la mitjana i dels valors observats pels autors mencionats anteriorment, el que suggereix una contaminació antròpica causada pel reg amb aquestes aigües.

El Pb també pareix estar relacionat amb el reg amb aigües residuals tractades, tot i que no es poden descartar altres fonts de Pb com són els fertilitzants orgànics, alguns fitosanitaris i les emissions dels vehicles (Facchinelli *et al.*, 2001; Micó *et al.*, 2006b).

El Cu, malgrat que es veu influenciat majoritàriament per la primera component, presenta una càrrega gens menyspreable a la segona component (0,575, Taula 4.6). Aquest element està relacionat amb algunes pràctiques agronòmiques, ja que és un ingredient principal d'alguns fitosanitaris, i serveix per a confirmar l'origen antròpic de la segona component (Facchinelli *et al.*, 2001; Rodríguez-Martín *et al.*, 2006).

La tercera component, dominada majoritàriament pel Cd, també es pot considerar que té un origen antròpic. El Zn, altament relacionat amb el Cd (Taula 4.4), presenta una càrrega important en aquesta component (0,582, Taula 4.6). La causa principal d'aportació d'aquests dos elements al sòl és la fertilització fosfatada ja que, com s'ha mencionat anteriorment, el Cd i el Zn són components habituals dels adobs fosfòrics

(Nicholson *et al.*, 2006). Les altes correlacions existents entre el fòsfor total i aquests dos elements (Taula 4.4) confirmen aquest fet.

4.1.4. Conclusions

Els sòls regats amb aigües residuals tractades en general mantenen continguts en metalls pesants similars a la resta de sòls agrícoles i, globalment, per davall dels límits màxims permesos. Les diferències observades entre tractaments es poden atribuir als processos edafogènics, en el cas del Mn, o a aportacions amb les aigües residuals tractades, localitzades a les zones d’Inca i Palma, com és el cas del Pb i Cr.

El contingut en metalls pesants presenta un coeficient de correlació negatiu amb el contingut en carbonats i el pH. Les relacions entre els distints metalls són molt elevades, especialment en el cas del Mn i el Ni. D’altra banda, Cd, Cu i Zn presenten una alta relació amb el contingut en fòsfor, el que apunta als adobs fosfòrics com a font d’aquests elements.

Amb l’anàlisi de components principals s’identifiquen tres factors que controlen la variabilitat del contingut en metalls pesants dels sòls agrícoles de Mallorca. Mn, Ni, Cu i Zn estan relacionats majoritàriament amb l’origen litològic i els processos edafogènics del sòl, mentre que la presència de Cr i Pb es veu afectada pel reg amb aigües residuals tractades. La variabilitat del Cd i, en menor grau, del Zn, està relacionada amb les aportacions d’adobs fosfòrics.

4.2. PROPIETATS QUÍMIQUES I ACTIVITAT BIOLÒGICA A SÒLS DE MALLORCA REGATS DURANT MÉS DE VINT ANYS AMB AIGÜES RESIDUALS TRACTADES

4.2.1. Introducció

La reutilització de les aigües residuals per a reg agrícola està molt estesa a les àrees àrides i semi àrides d'arreu del món (Hamilton *et al.*, 2007; Qadir *et al.*, 2007). El principal avantatge del reg amb aigües residuals és que és un recurs hídric amb una disponibilitat més o menys constant al llarg del temps que, a més a més, conté nutrients que poden ésser aprofitats pels cultius, reduint les necessitats de fertilització (Toze, 2006; WHO, 2006). S'ha vist que el reg amb aigües residuals sense tractar pot augmentar el contingut en matèria orgànica i en nitrogen del sòl, així com les concentracions dels principals cations (Siebe, 1998; Angin *et al.*, 2005). Ara bé, també ha estat associat amb efectes negatius sobre la salut humana (Gantzer *et al.*, 2001; Rutkowski *et al.*, 2007) i, a més a més pot conduir a una acumulació de metalls pesants amb la conseqüent pèrdua de qualitat del sòl, en funció de l'origen de les aigües residuals (Lucho-Constantino *et al.*, 2005; Mapanda *et al.*, 2005). Per aquests motius es recomana el tractament de les aigües residuals abans de la seva reutilització (Jiménez-Cisneros, 1995; Toze, 2006).

Varis autors han estudiat els efectes del reg amb aigües residuals tractades durant diferents períodes de temps sobre les propietats del sòl. Qian i Mecham (2005) i Rusan *et al.* (2007) constaten un increment de la salinitat del sòl i de l'acumulació de sodi, obtenint els valors més alts en els sòls regats durant més temps amb aigües residuals tractades. Aquest augment de la salinitat pot disminuir l'estabilitat dels agregats i la conductivitat hidràulica (Qian i Mecham, 2005). Ara bé, la presència de calci i magnesi en sòls calcaris afavoreix la formació d'agregats mitigant els efectes negatius provocats pel sodi (Lado i Ben-Hur, 2009). D'altra banda, Schipper *et al.* (1996) no observen canvis rellevants en els paràmetres biològics i bioquímics del sòl després de regar durant tres anys amb aigües residuals tractades fins a tractament terciari, mentre que

Chen *et al.* (2008) sí que observen un augment de les activitats enzimàtiques del sòl després de deu anys de regar amb aigües residuals tractades.

A l'illa de Mallorca el reg amb aigües residuals tractades va ser introduït a finals dels anys seixanta, quan es varen construir les primeres estacions depuradores. L'ús de les aigües residuals tractades va fer possible el manteniment de regadius tradicionals en àrees on les aigües subterrànies s'havien salinitzat per intrusió marina (Mateos-Ruiz i López-García, 2003) i va permetre la creació de regadius nous. Aquestes terres han estat cultivades amb conreus destinats a l'alimentació animal, majoritàriament alfals (*Medicago sativa*), però també blat de moro (*Zea mais*) i altres farratges. L'alfals és un cultiu plurianual que es manté normalment per un temps entre cinc i set anys. Durant el període de cultiu, l'alfals es va segant amb més o menys freqüència depenent del seu creixement però el sòl no es llaura. Tradicionalment el reg és a manta.

El maneig del sòl té un efecte important sobre l'activitat biològica. La biomassa microbiana i les activitats enzimàtiques són sensibles al conreu intensiu (Riffaldi *et al.*, 2002) però es veuen estimulades per l'aportació de matèria orgànica (Pascual *et al.*, 2002). Per això, aquests paràmetres són considerats uns bons indicadors de la qualitat del sòl (Bandick i Dick, 1999).

L'objectiu d'aquest estudi és el d'avaluar la qualitat dels sòls regats amb aigües residuals tractades durant més de vint anys utilitzant paràmetres químics i biològics del sòl com a indicadors.

4.2.2. Material i mètodes

S'han recollit mostres compostes a 21 parcel·les regades amb aigües residuals tractades durant més de 20 anys a l'illa de Mallorca (una mostra composta per parcel·la). El cultiu majoritari durant aquests anys ha estat l'alfals, rotat amb altres cultius farratgers com blat de moro, ordi i civada, que s'han cultivat mitjançant les tècniques de maneig tradicionals. La recollida de mostres s'explica amb més detall en el capítol 3.

Les parcel·les d'estudi es localitzen a les quatre àrees de Mallorca on primer es va introduir el reg amb aigües residuals tractades. Les aigües subterrànies de la major part d'aquestes àrees estan afectades per intrusió marina, causada per la sobreexplotació dels aquífers (López-García i Mateos-Ruiz, 2003), de manera que l'aigua residual tractada és l'única font d'aigua disponible. Això fa que no es puguin trobar parcel·les control regades amb aigua de qualitat a les mateixes zones. Els Calcisòls, a vegades associats amb Regosòls o Luvisòls, són les tipologies de sòl predominants a les àrees estudiades. Les parcel·les es reguen a manta amb l'aigua residual de tractament secundari procedent de l'estació depuradora més propera. Totes les depuradores que subministren aigua tractada per al reg funcionen mitjançant sistemes de tractament convencionals, com és el cas dels fangs activats. A la Taula 4.7 es presenten els valors mitjans d'algunes característiques físiques i químiques seleccionades per a les aigües residuals tractades fins a tractament secundari.

Taula 4.7. Característiques físiques i químiques de l'aigua residual tractada.

	Mitjana	Desviació estàndard
pH	7,8	0,4
CE 25 °C (dS m ⁻¹)	2,32	0,77
SS (mg L ⁻¹)	17,0	16,6
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	8,67	11,47
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	5,42	5,25

CE: conductivitat elèctrica; SS: sòlids en suspensió

Les mostres fresques s'han tamisat immediatament (<2 mm) i s'han humitejat fins a capacitat de camp. En aquestes condicions s'han incubat a 25 °C durant 10 dies a fi d'obtenir unes condicions homogènies d'humitat a totes les mostres abans de les anàlisis de biomassa microbiana, respiració basal i activitats enzimàtiques. Part de la mostra corresponent a cada parcel·la s'ha assecat a l'aire i tamisat per a les anàlisis químiques.

La capacitat d'intercanvi catiònic s'ha mesurat mitjançant el mètode de l'acetat amònic (Rhoades, 1982). El pH del sòl s'ha determinat en una suspensió terra:aigua (1:2,5). El percentatge de carbonat de calci equivalent s'ha mesurat utilitzant un calcímetre de *Bernard*. Per a l'anàlisi del carboni orgànic total del sòl s'ha seguit el mètode

d'oxidació humida amb dicromat (Nelson i Sommers, 1982), per la de nitrogen total s'ha utilitzat el mètode *Kjeldahl* (Bremmer i Mulvaney, 1982) i per a mesurar el fòsfor soluble s'ha usat el mètode d'extracció descrit per Olsen *et al.* (1954). El carboni orgànic soluble en aigua s'ha mesurat després d'agitar 8 g de sòl dins 40 ml d'aigua destil·lada (1:5; terra:aigua) durant 30 min. La suspensió s'ha centrifugat i l'extracte s'ha filtrat (<0,45 µm), finalment s'ha determinat el carboni orgànic mitjançant un analitzador de carboni orgànic total *Shimadzu 5000 A*. La biomassa microbiana del sòl s'ha determinat mitjançant el procediment de fumigació-extracció (Vance *et al.*, 1987), la respiració basal s'ha estimat utilitzant el mètode descrit per Alef (1998), i per les activitats deshidrogenasa, β-glucosidasa i fosfatasa alcalina s'han seguit les metodologies descrites per Tabatabai (1982).

Les dades dels sòls regats amb aigües residuals tractades durant més de 20 anys s'han comparat amb dades de 23 sòls agrícoles que es van mostrejar durant el mes de juliol de 2003 (Farrús *et al.*, dades no publicades). Entre aquests sòls agrícoles s'inclouen diverses tipologies de sòls i de maneig. Les mostres en ambdós casos s'han processat seguint les mateixes metodologies.

Les anàlisis descriptives i la correlació de *Pearson* s'han calculat usant el programa SPSS 15.0 per a *Windows*. S'ha utilitzat una test de *Student* per les comparacions entre mitjanes quan les variàncies eren homogènies i un t-test de variàncies no homogènies quan les variàncies no eren homogènies (Ruxton, 2006). S'ha utilitzat el test de *Levene* per estimar la homogeneïtat de les variàncies. S'ha realitzat una correlació de *Pearson* entre les propietats del sòl i l'activitat biològica dels sòls regats amb aigües residuals tractades.

4.2.3. Resultats i discussió

Les dades de sòls agrícoles no regats amb aigües residuals tractades s'han recollit de diferents tipologies de terra i sistemes de cultiu i es poden considerar com a valors representatius de les terres agrícoles de l'illa de Mallorca. En canvi, el mostreig de sòls regats amb aigües residuals tractades s'ha limitat a unes zones determinades, que és on

es va implantar aquest tipus de reg fa més de 20 anys. Per aquest motiu, s'ha observat una menor variació entre els paràmetres químics i biològics dels sòls regats amb aigües residuals tractades que en els altres sòls agrícoles (Taula 4.8).

A excepció del pH del sòl, del fòsfor soluble i del carboni orgànic soluble, les propietats químiques del sòls regats amb aigües residuals tractades estan dins el mateix rang que les dels sòls agrícoles de referència (Taula 4.8). En estudis previs realitzats a sòls regats durant un llarg termini amb aigües residuals sense tractar s'ha constatat un increment dels continguts en carboni i nitrogen del sòl (Siebe, 1998; Friedel *et al.*, 2000), i fins i tot de la capacitat d'intercanvi catiònic (Angin *et al.*, 2005), que es pot atribuir als alts continguts en composts orgànics aportats amb les aigües residuals. No obstant això en sòls regats amb aigües residuals tractades no s'ha observat aquest increment (Qian i Mecham, 2005).

El pH del sòl és significativament més alt en els sòls regats amb aigües residuals tractades, comparat amb els sòls agrícoles de referència. També s'han observat valors significativament més elevats de fòsfor soluble i carboni orgànic soluble en el primer grup de sòls comparat amb el segon.

Els valors alts de pH dels sòls regats amb aigües residuals tractades estan en concordança amb els resultats obtinguts per altres autors (Schipper *et al.*, 1996; Qian i Mecham, 2005), i es poden atribuir a una entrada addicional de cations intercanviables, majoritàriament sodi, mitjançant l'aigua de reg (Gelsomino *et al.*, 2006).

D'altra banda, Mohammad i Mazahreh (2003) i Mandal *et al.* (2008) també observen uns valors més elevats de fòsfor en sòls regats amb aigües residuals comparats amb sòls regats amb altres tipus d'aigua que atribueixen a l'alt contingut en fòsfor de l'aigua utilitzada mentre Siebe (1998) i Angin *et al.* (2005) obtenen resultats similars amb aigües residuals sense tractar.

L'augment del contingut en carboni orgànic soluble en sòls regats amb aigües residuals tractades es pot relacionar amb la major presència de matèria orgànica dissolta

(fragments de cèl·lules i macromolècules) a l'aigua (Shon *et al.*, 2006), tot i que també s'ha de considerar la contribució del maneig del sòl i l'ús de la terra (Chantigny, 2003). Per exemple, el carboni orgànic soluble tendeix a augmentar en cultius perennes com l'alfals (Wu *et al.*, 2003), que és un dels cultius més comuns en els sòls regats amb aigües residuals tractades.

La biomassa microbiana dels sòls és significativament més elevada en els sòls regats amb aigües residuals tractades, en comparació amb els altres sòls, encara que no s'han observat diferències en respiració basal i activitat deshidrogenasa entre els dos grups de sòls. A més, hi ha importants diferències en relació a les activitats β -glucosidasa i fosfatasa alcalina entre els sòls de les parcel·les regades i els sòls agrícoles de referència (Taula 4.8). Aquestes diferències es poden atribuir al reg amb aigües residuals tractades, com apunten Filip *et al.* (1999), que observen activitats enzimàtiques més elevades en sòls regats amb aigües residuals sense tractar durant 100 anys que en els sòls no regats. Friedel *et al.* (2000) també obtenen un increment similar de la biomassa microbiana i de l'activitat deshidrogenasa en Vertisòls que han estat regats durant un llarg termini amb aigües residuals sense tractar. Brzezinska *et al.* (2006) i Truu *et al.* (2009) obtenen increments significatius de l'activitat fosfatasa en sòls regats amb aigües residuals durant períodes de temps curts (quatre i tres anys respectivament) i Chen *et al.* (2008) observen una estimulació de l'activitat de varis enzims en sòls regats durant deu anys amb aigües residuals tractades.

Els efectes positius del reg amb aigües residuals tractades sobre la biomassa microbiana del sòl i la seva activitat associada es poden atribuir a l'addició de matèria orgànica fàcilment descomponible (Friedel *et al.*, 2000; Chen *et al.*, 2008). No obstant això, també s'ha de tenir en compte l'efecte del tipus de cultiu sobre aquests paràmetres biològics. Segons Dodor i Tabatabai (2005), els sistemes de cultiu que deixen residus a la superfície del sòl estimulen l'activitat enzimàtica. Aquests autors varen obtenir els valors més elevats d'activitat β -glucosidasa en sòls cultivats amb alfals. En aquest sentit, Truu *et al.* (2009) suggereixen un efecte combinat del reg amb aigües residuals tractades i la vegetació sobre la comunitat microbiana.

Taula 4.8. Estadístics descriptius de l'activitat biològica i les propietats del sòl. Comparació entre sòls regats amb aigua residual tractada (R) i sòls agrícoles no regats amb aigua residual tractada (A).

	T	n	Mitjana	Desviació estàndard	Mediana	Mínim	Màxim	Sig
CIC	R	21	15,3	4,7	14,0	7,9	24,8	0,263
	A	23	17,2	6,1	17,4	7,1	27,4	
pH	R	21	8,5	0,2	8,5	8,1	8,7	<0,001
	A	23	8,2	0,2	8,3	8,0	8,5	
CCE	R	21	39,6	14,7	35,7	19,1	77,9	0,792
	A	23	41,0	20,7	36,1	1,3	79,4	
COT	R	21	1,91	0,43	3,07	1,71	4,71	0,714
	A	23	1,83	0,96	2,58	1,21	7,37	
N	R	21	0,20	0,04	0,19	0,09	0,28	0,278
	A	23	0,18	0,08	0,16	0,06	0,40	
C/N	R	21	9,5	0,5	9,5	8,2	10,7	0,197
	A	23	9,9	1,5	10,0	4,8	12,5	
P	R	21	86,2	36,0	82,2	35,0	160,9	0,034
	A	23	55,1	55,0	30,7	30,0	268,9	
COS	R	21	44,8	16,2	40,3	26,4	88,8	0,037
	A	23	35,1	13,9	32,3	19,3	72,0	
BM	R	21	658	200	660	380	1004	0,017
	A		508	200	518	156	847	
RB	R	21	5,57	1,90	5,70	1,50	9,40	0,327
	A	23	4,99	1,96	4,68	2,19	9,78	
DH	R	21	1,60	0,55	1,74	0,55	2,82	0,061
	A	23	1,15	0,95	0,88	0,11	3,29	
GL	R	21	2,44	1,13	2,41	0,78	4,94	<0,001
	A	23	1,04	0,62	0,90	0,24	2,97	
FA	R	21	7,66	2,99	7,94	2,86	13,36	<0,001
	A	23	3,33	1,63	2,76	1,79	8,39	

T: tractament; n: nombre de mostres; Sig: significació; CIC: capacitat d'intercanvi catiònic (cmol kg^{-1}); CCE: carbonat de calci equivalent (%); COT: carboni orgànic total (%); N: nitrogen total (%); P: fòsfor soluble (mg kg^{-1}); COS: carboni orgànic soluble (mg kg^{-1}); BM: biomassa microbiana (mg C kg^{-1}); RB: respiració basal ($\text{mg CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$); DH: activitat deshidrogenasa ($\text{mmol tryphenylformazan kg}^{-1} \text{ 24h}^{-1}$); GL: activitat β -glucosidasa ($\text{mmol p-nitrophenol kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$); FA: activitat fosfatasa alcalina ($\text{mmol p-nitrophenol kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

Tots els valors estan referits a pes sec.

Algunes propietats químiques bàsiques del sòls regats amb aigües residuals tractades estan estadísticament correlacionades. Les correlacions més altes s'han observat entre els continguts en carboni orgànic total i en nitrogen total del sòl (Taula 4.9). Com a conseqüència d'això la relació C/N té una baixa variabilitat en els sòls regats amb aigües residuals tractades que s'atribueix a un maneig similar (Dilly *et al.*, 2003). El carboni orgànic total del sòl també està fortament correlacionat amb la capacitat d'intercanvi catiònic ($r = 0,851$; $p < 0,001$) i amb tots els paràmetres relacionats amb l'activitat biològica.

El pH del sòl presenta correlacions negatives amb els continguts en carboni orgànic total, nitrogen total, fòsfor soluble, i amb la biomassa microbiana, la respiració basal i les activitats deshidrogenasa i β -glucosidasa. El contingut en carbonat de calci equivalent també està correlacionat negativament amb el nitrogen total, la respiració basal i les activitats β -glucosidasa i deshidrogenasa. Aquestes correlacions negatives suggereixen un efecte de la tipologia del sòl i es deuen a la baixa activitat biològica d'alguns sòls molt calcaris com els Regosòls (calcàrics) (Adrover *et al.*, 2007).

La biomassa microbiana està altament i positivament correlacionada ($p < 0,001$) amb les activitats deshidrogenasa i β -glucosidasa ($r = 0,735$). La deshidrogenasa és un enzim intracel·lular que catalitza reaccions d'oxidoreducció en el metabolisme microbià. La seva alta correlació amb la biomassa microbiana del sòl està molt documentada (García-Gil *et al.*, 2000; Taylor *et al.*, 2002). Per aquesta raó aquesta activitat enzimàtica ha estat proposada com a indicadora de la biomassa microbiana en àrees mediterrànies (García *et al.*, 1994).

La β -glucosidasa és un enzim involucrat en la degradació de la cel·lulosa, el principal component dels residus vegetals. L'alta correlació de l'activitat β -glucosidasa amb la biomassa microbiana, també recollida per Turner *et al.* (2002), suggereix que l'activitat total i extracel·lular d'aquest enzim està associada principalment amb la biomassa microbiana del sòl (Dodor i Tabatabai, 2005). La β -glucosidasa també està fortament correlacionada ($p < 0,001$) amb la capacitat d'intercanvi catiònic ($r = 0,860$) i el contingut en carboni orgànic total del sòl ($r = 0,851$) (Taula 4.9). Aquests resultats

concorden amb els obtinguts per Turner *et al.* (2002), que suggereixen que l'activitat β -glucosidasa pot donar una mesura significativa dels paràmetres de qualitat fisicoquímics i biològics del sòl i proposen la utilització d'aquest paràmetre en la monitorització de la qualitat biològica del sòl.

L'activitat fosfatasa alcalina està fortament correlacionada amb el carboni orgànic total del sòl i el contingut en nitrogen total ($r = 0,730$ i $0,740$, respectivament; $p < 0,001$). Les correlacions d'aquest paràmetre amb la biomassa microbiana i les altres activitats enzimàtiques són més dèbils (Taula 4.9). Deng i Tabatabai (1997) també obtenen correlacions significatives entre carboni orgànic i fosfatases, el que suggereix que la matèria orgànica juga un paper molt important en la protecció i manteniment dels enzims del sòl i les seves formes actives.

No s'han observat correlacions entre el carboni orgànic soluble en aigua i l'activitat biològica (Taula 4.9), malgrat que aquest paràmetre és amplament utilitzat com a indicador de la disponibilitat de carboni (Boyer i Groffman, 1996; Rees i Parker, 2005). El fòsfor soluble està correlacionat negativament amb el pH però no s'ha trobat cap correlació entre el fòsfor soluble i l'activitat biològica.

L'ús de les aigües residuals tractades en agricultura ha estat implantat en altres àrees afectades per intrusió marina en els aquífers (Anderson, 2003; Bixio *et al.*, 2006) perquè, a més d'implicar una reducció en les extraccions d'aigües subterrànies per a usos agrícoles, permet una recàrrega dels aquífers mitjançant la percolació a través de la zona vadosa (Durham *et al.*, 2002; Asano i Cotruvo, 2004). A més, l'aigua residual tractada no és només un recurs hídic de baix cost, sinó que també representa una font de nutrients per al creixement dels cultius (Vazquez-Montiel *et al.*, 1996) de manera que pot reduir la demanda de fertilitzants sintètics a la vegada que contribueix a la disminució del nivell de nutrients en els rius i el seu ús pot eliminar la necessitat d'un tractament terciari (Angelakis *et al.*, 1999). Per aquests motius, la utilització de les aigües residuals tractades per al reg s'hauria de promoure a fi de preservar els recursos hídrics naturals i incrementar el reciclatge de residus.

Taula 4.9. Matriu de correlacions de *Pearson* entre propietats del sòl i activitat biològica en sòls de Mallorca regats amb aigües residuals tractades durant un llarg termini.

	pH	CCE	COT	N	P	COS	BM	RB	DH	GL	PA
CIC	-0,608 **	0,406 -	0,851 ***	0,821 ***	0,154 -	-0,241 -	0,860 ***	0,707 ***	0,521 *	0,860 ***	0,685 **
pH		0,457 *	-0,540 *	-0,513 *	-0,509 *	0,179 -	-0,470 *	-0,614 **	0,354 -	-0,593 **	-0,247 -
CCE			-0,424 -	-0,525 *	-0,104 -	0,390 -	-0,316 -	-0,511 *	-0,578 **	-0,493 *	-0,333 -
COT				0,978 ***	0,181 -	-0,026 -	0,783 ***	0,737 ***	0,725 ***	0,802 ***	0,730 ***
N					0,183 -	-0,036 -	0,778 ***	0,714 ***	0,759 ***	0,791 ***	0,740 ***
P						0,425 -	0,421 -	0,311 -	0,055 -	0,320 -	-0,176 -
COS							0,222 -	0,112 -	0,174 -	-0,095 -	-0,171 -
BM								0,650 **	0,735 ***	0,735 ***	0,473 *
RB									0,682 **	0,745 ***	0,405 -
DH										0,636 **	0,610 **
GL											0,611 **

CIC: capacitat d'intercanvi catiònic; CCE: carbonat de calci equivalent; COT: carboni orgànic total; N: nitrogen total; P: fòsfor soluble; COS: carboni orgànic soluble; BM: biomassa microbiana; RB: respiració basal; DH: activitat deshidrogenasa; GL: activitat β -glucosidasa; PA: activitat fosfatasa alcalina.

-, sense significació; correlació significativa a * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

En aquest estudi s'observa com els cultius farratgers associats al reg amb aigües residuals tractades contribueixen a la sostenibilitat d'una qualitat del sòl acceptable però és necessari seguir investigant per a conèixer les conseqüències d'utilitzar aquest tipus d'aigua en el reg de sòls cultivats amb altres cultius.

4.2.4. Conclusions

Després de més de 20 anys de reg amb aigües residuals tractades no s'han observat canvis negatius en les propietats dels sòls estudiats de l'illa de Mallorca, excepte un increment en el pH, causat per les aportacions de sodi amb l'aigua de reg. L'estimulació de la biomassa microbiana del sòl i les activitats β -glucosidasa i fosfatasa alcalina, a més de valors elevats de carboni orgànic soluble i fòsfor soluble, comparat amb altres sòls agrícoles, es poden atribuir al reg amb aigües residuals tractades, afavorit pel maneig agrícola associat. Per tant, l'ús de les aigües residuals tractades en el reg agrícola té un efecte positiu, no només en relació a la qualitat del sòl, sinó també en els aspectes socials, ja que permet el manteniment d'una agricultura de regadiu en àrees on les aigües subterrànies han estat contaminades per la intrusió marina.

5. COMPARACIÓ DE SÒLS REGATS AMB AIGÜES RESIDUALS TRACTADES I AMB AIGÜES SUBTERRÀNIES. EL CAS DEL PLA DE SANT JORDI

5.1. ESTRATIFICACIÓ EN FONDÀRIA DELS PARÀMETRES QUÍMICS I BIOLÒGICS DEL SÒL A TRES PARCEL·LES DEL PLA DE SANT JORDI

5.1.1. Introducció

La utilització d'aigües residuals tractades per al reg agrícola permet el manteniment de sistemes de regadiu tradicionals en aquelles zones on els recursos hídrics disponibles han disminuït o es destinen a altres usos. És el cas de la zona del Pla de Sant Jordi, en el municipi de Palma, regada tradicionalment amb aigües subterrànies que, a causa de la sobreexplotació, s'han vist afectades per intrusió marina. La implantació del reg amb aigües residuals tractades en aquesta zona és molt generalitzada i queden molt poques parcel·les que es reguin amb aigües subterrànies. El cultiu principal és l'alfals (*Medicago sativa*) destinat a l'alimentació animal en sec.

L'alfals és un cultiu plurianual que, una vegada sembrat, es manté entre cinc i set anys. Durant aquest període de temps el sòl no es llaura i les restes de cultiu s'acumulen en superfície.

Diferents autors han estudiat la distribució en fondària de diferents paràmetres del sòl en sistemes llaurats i no llaurats, observant una major estratificació en fondària del contingut en matèria orgànica i de l'activitat biològica en sòls no llaurats, en comparació amb els sòls llaurats (Franzluebbers, 2002; Alverar *et al.*, 2005, Roldán *et al.*, 2005). Els intervals de mostreig habituals en aquest tipus d'estudis solen ser de 0-5 cm, 5-10 cm i 10-20 cm (Alvear *et al.*, 2005, Roldán *et al.*, 2005, Madejón *et al.*, 2007) o de cada 10 cm (Zaman *et al.*, 2002, Niemi *et al.*, 2005). Tots els autors coincideixen en què la major activitat biològica es dona en superfície.

El Calcisòl pètric desenvolupat sobre materials al·luvials calcaris és la tipologia de sòl majoritària a la zona del Pla de Sant Jordi. Si bé, també s'hi troba una franja de Regosòl endoglèic procedent d'un antic aiguamoll dessecat. Aquesta darrera tipologia de sòl és molt testimonial, ja que una gran part està ocupada per infraestructures diverses, com l'aeroport i l'autovia. Tota l'àrea cultivada ocupada per Regosòl endoglèic i una gran part de l'àrea ocupada per Calcisòl pètric es rega amb aigües residuals tractades i tan sols queden unes quantes parcel·les de Calcisòl pètric que es continuen regant amb aigües subterrànies.

En aquest estudi es compara la distribució en fondària de paràmetres químics i biològics del sòl en tres situacions distintes que es donen al Pla de Sant Jordi: Regosòl endoglèic regat amb aigües residuals tractades, Calcisòl pètric regat amb aigües residuals tractades i Calcisòl pètric regat amb aigües subterrànies.

5.1.2. Material i mètodes

S'han seleccionat tres parcel·les representatives del Pla de Sant Jordi: una parcel·la de Regosòl endoglèic regada amb aigües residuals tractades (RR), una de Calcisòl pètric, també regada amb aigües residuals tractades (CR) i una altra de Calcisòl pètric regada

amb aigües subterrànies salinitzades (CS). Les característiques de la capa llaurable de les parcel·les estudiades (0 – 20 cm) es mostren a la Taula 5.1. Les característiques dels dos tipus d'aigua de reg es mostren a la Taula 5.2.

Taula 5.1. Característiques de la capa llaurable de les parcel·les estudiades.

	RR	CR	CS
Arenes (%)	9,1	24,6	19,3
Llims (%)	42,3	47,6	41,4
Argiles (%)	48,6	27,8	39,4
CCE (%)	30,5	36,1	37,3
CA (mg kg ⁻¹)	12,4	10,1	13,6
pH	8,4	8,5	8,2
EE (%)	94,8	63,0	83,9
COT (%)	2,68	1,79	2,44
N (%)	0,260	0,165	0,229
C/N	9,6	11,0	10,6
P total (mg kg ⁻¹)	880	647	853
P Olsen (mg kg ⁻¹)	77,5	33,3	35,6
CIC (cmol kg ⁻¹)	24,8	13,2	14,7

RR: Regosòl endoglèic regat amb aigües residuals tractades; CR: Calcisòl pètric regat amb aigües residuals tractades; CS: Calcisòl pètric regat amb aigües subterrànies; CCE: carbonat de calci equivalent; CA: calcària activa; EE: estabilitat estructural; COT: carboni orgànic total; N: nitrogen total; P total: fòsfor total; P Olsen: fòsfor soluble; CIC: capacitat d'intercanvi catiònic.

Les parcel·les es destinen a la producció d'alfals, el cultiu del qual es fa seguint les tècniques tradicionals de la zona. El terreny es llaura abans de la sembra, que a les tres parcel·les estudiades va tenir lloc cinc anys abans del mostreig, i es rega a manta durant els mesos d'estiu cada 10-12 dies aproximadament, en funció de les necessitats.

Taula 5.2. Característiques de l'aigua de reg.

	Aigua residual tractada	Aigua subterrània
CE 25 °C (dS m ⁻¹)	2,30	7,61
SS (mg L ⁻¹)	71,3	-
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	4,4	49,1
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	31,5	-
P total (mg L ⁻¹)	0,83	-
Sals totals (g L ⁻¹)	1,28	5,81
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	501	2569
Na ⁺ (mg L ⁻¹)	341	718
Ca ²⁺ (mg L ⁻¹)	98	716
Mg ²⁺ (mg L ⁻¹)	37	390
K ⁺ (mg L ⁻¹)	25	32

CE: conductivitat elèctrica; SS: sòlids en suspensió.

El mostreig s'ha dut a terme durant el juliol de 2005. S'han agafat quatre mostres per cada parcel·la a quatre fondàries diferents (0-2 cm, 2-5 cm, 5-20 cm i 20-35 cm). La terra s'ha tamisat (<2 mm) i guardat a 4 °C fins el moment de l'anàlisi, excepte per alguns paràmetres com el contingut en nitrogen inorgànic i la biomassa microbiana que s'han mesurat immediatament.

El contingut en nitrats i amoni s'ha extret agitant 10 g de sòl en 50 ml de KCl 2 M (Keeney i Nelson, 1982). L'extracte s'ha filtrat i analitzat amb un autoanalitzador d'injecció de flux (FIA) de *Lachat*. El contingut en fòsfor soluble s'ha mesurat mitjançant el mètode *Olsen* (Olsen *et al.*, 1954). Les anàlisis de conductivitat elèctrica i carboni orgànic soluble s'han realitzat sobre un extracte 1:5 (relació terra:aigua), centrifugat i filtrat (<0,45 µm de diàmetre de porus), la primera s'ha determinat amb un conductímetre *Crison 524* i la segona amb un analitzador de carboni orgànic total *Shimadzu 5000 A*. La matèria orgànica s'ha analitzat per oxidació humida amb dicromat (Nelson i Sommers, 1982). La determinació de la biomassa microbiana s'ha fet mitjançant el procediment de fumigació – extracció descrit per Vance *et al.* (1987). Les activitats deshidrogenasa, β-glucosidasa i fosfatasa alcalina s'han analitzant seguint les metodologies descrites per Tabatabai (1982) i les activitats ureasa i N-α-benzoyl-L-argininamide (BAA) proteasa, segons les metodologies descrites per Kandeler i Gerber (1988).

S'han analitzat les diferències entre els dos tipus de sòl regats amb aigües residuals tractades (RR i CR) i entre les dues parcel·les de Calcisòl pètric regades amb aigües de diferent origen (CR i CS) mitjançant un test de *Student*. Les mitjanes de cada paràmetre analitzat a les diferents fondàries d'una mateixa parcel·la es compararen mitjançant el test de *Tukey*. Per a l'anàlisi estadística es va utilitzar el programa SPSS 15.0 per a *Windows*.

5.1.3. Resultats i discussió

Els tres sòls presenten un patró similar, amb valors més elevats en superfície i disminuint en fondària.

5.1.3.1. Nitrogen inorgànic

En el cas del contingut en nitrats s'observa una disminució en fondària, diferenciant-se significativament la primera capa, de 0 a 2 cm, de la resta en els tres sòls estudiats (Figura 5.1). Franzluebbbers i Hons (1996) també observen una major presència d'aquest element en superfície (0-5 cm) i una ràpida disminució en fondària en sòls no llaurats. Papini *et al.* (2007) obtenen uns resultats oposats però en sòls llaurats, amb un augment de nitrats en fondària que atribueixen a una manca d'aprofitament per part de les arrels de blat de moro i al rentat. Les causes del major contingut en superfície poden ser les aportacions de materials orgànics rics en nitrogen, com les restes del cultiu d'alfals (Trinsoutrot *et al.*, 2000), l'activitat biològica associada a la descomposició d'aquestes restes (Doran, 1987) i l'assimilació d'aquest element per part de les arrels de la planta (Russelle *et al.*, 2001).

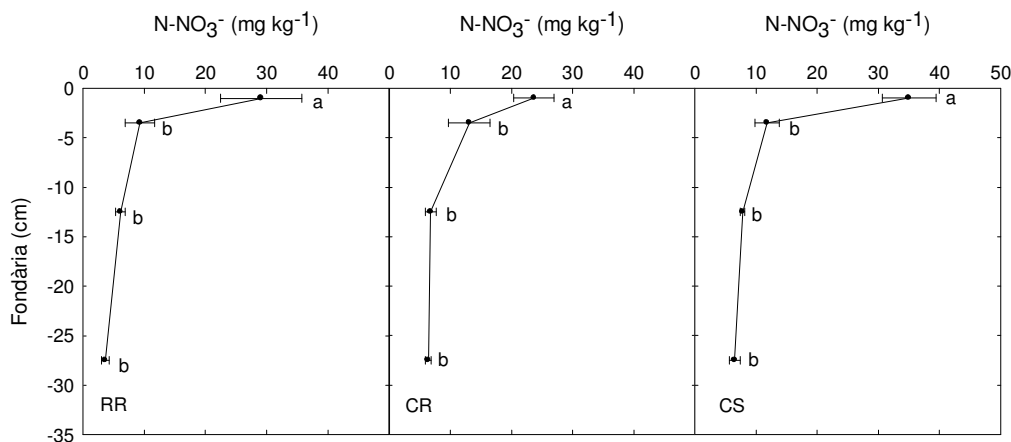


Figura 5.1. Distribució en fondària del contingut en nitrats (N-NO₃⁻). Valors mitjans i error estàndard. Per a cada sòl els valors amb distinta lletra es diferencien significativament segons el test de *Tukey* ($p < 0,05$). RR: Regosòl regat amb aigües residuals tractades; CR: Calcisòl regat amb aigües residuals tractades. CS: Calcisòl regat amb aigües subterrànies.

Els continguts en nitrats en els tres sòls són elevats si es comparen amb els obtinguts per altres autors (Franzluebbbers i Hons, 1996; Papini *et al.*, 2007) mentre que els valors d'amoni són similars als de Papini *et al.*, (2007). L'alta presència de nitrats pot ser deguda a la descomposició de les restes de cultiu que s'acumulen en superfície però

també a l'aportació realitzada amb l'aigua de reg, ja que no hi ha hagut fertilització mineral en cap de les parcel·les. En el cas dels sòls regats amb aigües residuals tractades l'aportació de nitrogen inorgànic s'ha fet majoritàriament en forma d'amoni, ja que aquest és present en una concentració de $31,5 \text{ mg L}^{-1}$ (Taula 5.2). El baix contingut en amoni i l'alt contingut en nitrats en superfície d'aquests sòls suggereix una alta activitat nitrificant (Lees i Quastel, 1946; Burger i Jackson, 2003).

No hi ha estratificació en fondària de contingut en amoni en les parcel·les de Calcisòl pètric però en la parcel·la de Regosòl endoglèic es diferencia significativament la primera capa, amb valors més elevats, que la resta, amb valors similars a les parcel·les de Calcisòl pètric (Figura 5.2).

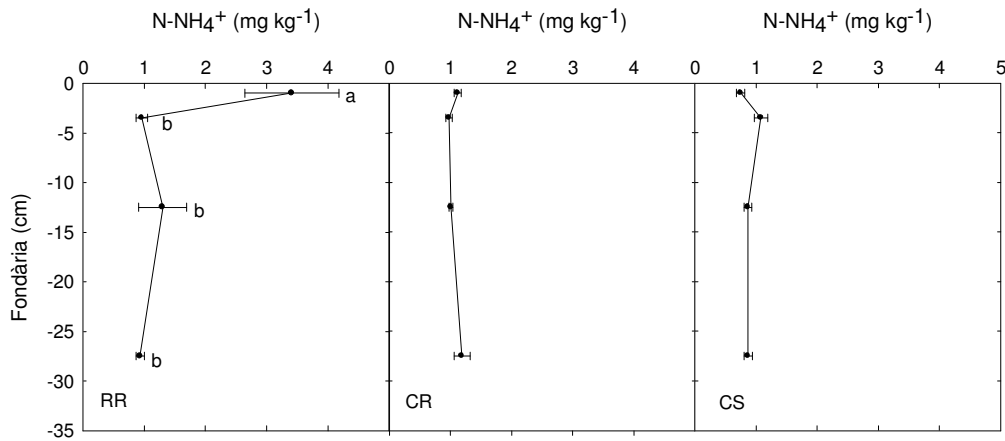


Figura 5.2. Distribució en fondària del contingut en amoni (N-NH_4^+). Valors mitjans i error estàndard. Per a cada sòl els valors amb distinta lletra es diferencien significativament segons el test de *Tukey* ($p < 0,05$). RR: Regosòl regat amb aigües residuals tractades; CR: Calcisòl regat amb aigües residuals tractades. CS: Calcisòl regat amb aigües subterrànies.

No hi ha diferències significatives entre les dues parcel·les de Calcisòl pètric en cap de les fondàries per contingut en nitrats però la parcel·la regada amb aigües residuals tractades (CR) presenta un contingut significativament més elevat d'amoni ($p < 0,01$) causat per la presència d'aquest element a l'aigua de reg.

5.1.3.2. Fòsfor soluble

El fòsfor soluble disminueix en fondària en els tres sòls estudiats (Figura 5.3). Altres autors (Franzluebbbers i Hons, 1996; Díaz-Zorita *et al.*, 2002; Yemefack *et al.*, 2006 i Papini *et al.*, 2007) també observen reduccions similars en fondària tot i que els valors de contingut en fòsfor soluble difereixen molt entre els estudis. L'estratificació és més gradual a CR mentre que a CS i RR es donen diferències significatives entre la capa de 0-2 cm de fondària i la resta.

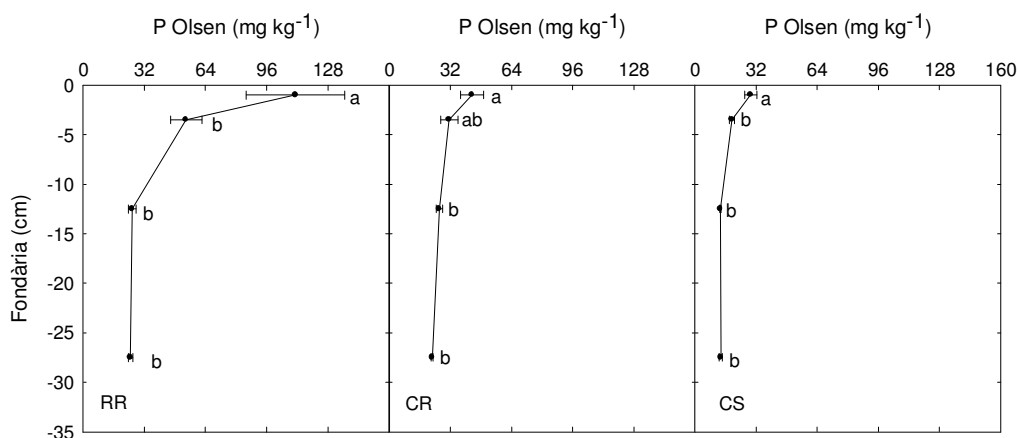


Figura 5.3. Distribució en fondària del contingut en fòsfor soluble (P Olsen). Valors mitjans i error estàndard. Per a cada sòl els valors amb distinta lletra es diferencien significativament segons el test de *Tukey* ($p < 0,05$). RR: Regosòl regat amb aigües residuals tractades; CR: Calcisòl regat amb aigües residuals tractades. CS: Calcisòl regat amb aigües subterrànies.

Entre els dos tipus de reg (CR i CS) s'observen diferències significatives ($p < 0,05$) a partir dels 2 cm de fondària, els valors més elevats es donen a la parcel·la regada amb aigües residuals tractades. A partir dels 5 cm els continguts en fòsfor soluble en aquesta parcel·la són molt similars als que es donen a RR a les mateixes fondàries. En canvi, en superfície (0-2 cm) els dos sòls regats amb aigües residuals tractades es diferencien significativament ($p < 0,05$) degut a que RR presenta un major contingut en fòsfor atribuïble a diferents fertilitzacions realitzades en el passat.

5.1.3.3. Conductivitat elèctrica

La conductivitat elèctrica de l'extracte 1:5, coneguda com a prova prèvia de la salinitat, està altament correlacionada amb la salinitat mesurada sobre pasta saturada quan el contingut en guix és negligible (Porta *et al.*, 1986; Visconti *et al.*, 2010) com en el Pla de Sant Jordi. En els sòls regats amb aigües residuals tractades aquest paràmetre oscil·la entre 0,25 i 0,35 dS m⁻¹ i no varia en profunditat (Figura 5.4). Roldán *et al.* (2005) tampoc observen variacions en profunditat de la conductivitat elèctrica de pasta saturada a sòls no llaurats. En canvi, la parcel·la regada amb aigua subterrània presenta una conductivitat elèctrica de l'extracte 1:5 molt elevada al llarg de tot el perfil, però sobretot en els primers 2 cm (1,33 dS m⁻¹).

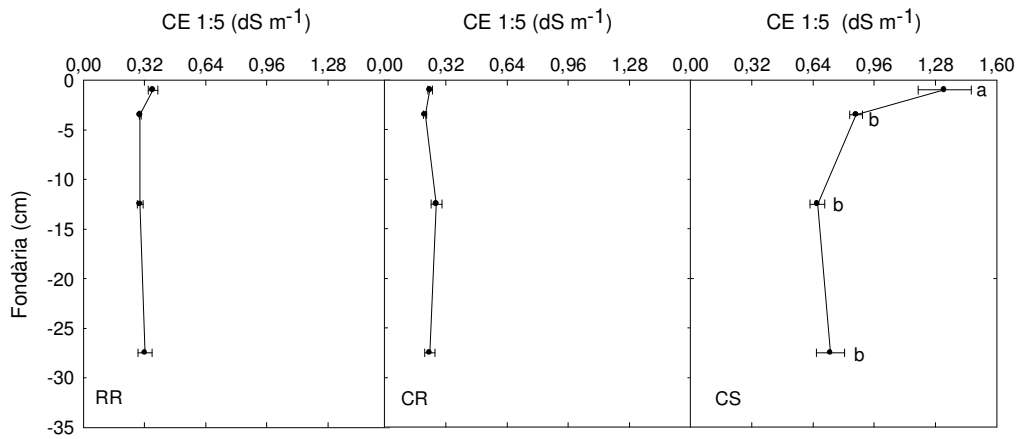


Figura 5.4. Distribució en fondària de la conductivitat elèctrica de l'extracte 1:5 (CE 1:5). Valors mitjans i error estàndard. Per a cada sòl els valors amb distinta lletra es diferencien significativament segons el test de *Tukey* ($p < 0,05$). RR: Regosòl regat amb aigües residuals tractades; CR: Calcisòl regat amb aigües residuals tractades. CS: Calcisòl regat amb aigües subterrànies.

Aquest paràmetre es veu totalment influenciat pel tipus d'aigua de reg. A les parcel·les de Calcisòl pètric s'observen diferències significatives ($p < 0,001$) en funció del tipus d'aigua de reg per a totes les fondàries. Això és degut a que la conductivitat elèctrica de l'aigua subterrània és considerablement més elevada que la de l'aigua residual tractada (7,61 i 2,30 dS m⁻¹ respectivament, Taula 5.2). Entre els dos tipus de sòls regats amb

aigües residuals tractades també s'observen diferències significatives en els cinc primers centímetres de profunditat ($p < 0,01$), amb valors superiors en la parcel·la de RR, però aquestes desapareixen a les capes més profundes.

5.1.3.4. Carboni orgànic

El carboni orgànic total és més elevat a la capa més superficial (0-2 cm) i disminueix en fondària per tots els tractaments (Figura 5.5). Franzluebbbers (2002) observa aquest mateix comportament a sòls no llaurats, mentre que a sòls llaurats la distribució és homogènia. Segons aquest autor, l'acumulació de restes de cultiu en superfície i la manca de pertorbacions que fa que no s'incorporin a la resta del perfil del sòl són la causa d'aquest major contingut en carboni orgànic total a la capa més superficial. Altres autors que han estudiat sòls que no s'han llaurat durant varis anys han observat reduccions de carboni orgànic similars (Zibilske *et al.*, 2002; Wright *et al.*, 2005; Niemi *et al.*, 2005; Dou *et al.*, 2007; Melero *et al.*, 2008). Tots els autors coincideixen que la reducció més gran es dona entre les dues primeres capes estudiades, que normalment són 0-5 cm i 5-15 cm.

A les dues parcel·les regades amb aigües residuals tractades (CR i RR) hi ha diferències significatives de contingut en carboni orgànic total entre la capa de 0-2 cm i la de 2-5 cm mentre que a la parcel·la regada amb aigües subterrànies la diferència és menor (Figura 5.5). La gran quantitat de sòlids en suspensió rics en matèria orgànica presents a les aigües residuals tractades ($71,3 \text{ mg L}^{-1}$) que, a causa del sistema de reg a manta, s'acumulen en superfície contribueix a aquesta diferenciació entre les dues capes més superficials.

La parcel·la de Regosòl endoglèic (RR) presenta un major contingut en carboni orgànic total que les dues parcel·les de Calcisòl pètric, el que s'atribueix al fet de què aquest sòl era originàriament un aiguamoll, que es va dessecar amb finalitats agrícoles i sanitàries. Aquesta parcel·la presenta diferències significatives ($p < 0,01$) amb la CR excepte a la capa més profunda (20-35 cm). La parcel·la CS presenta valors significativament més elevats ($p < 0,01$) que la CR en totes les fondàries. Segons

Rethemeyer *et al.* (2005), en fondària s'acumulen els composts orgànics de degradació més lenta.

El carboni orgànic soluble, a l'igual que el carboni orgànic total, es troba amb major quantitat en superfície, tot i que l'estratificació en fondària és molt menor (Figura 5.6). En la parcel·la CR no hi ha diferències al llarg del perfil del sòl mentre que en la parcel·la CS tan sols es diferencia significativament la capa més superficial (0-2 cm) de la més profunda (20-35 cm). En la parcel·la RR la capa més superficial es diferencia significativament de la resta per presentar un major contingut en carboni orgànic soluble però a partir dels 2 cm de fondària els valors són similars als obtinguts en les dues parcel·les de Calcisòl pètric. Roldán *et al.* (2005) tampoc observen una estratificació molt acusada al llarg del perfil a sòls no llaurats però aquesta sí és observada per Dou *et al.* (2007).

Els valors obtinguts en els tres sòls són similars als observats per Bol *et al.* (2003), Jones i Wilett (2006) i Rees i Parker (2005) però inferiors als obtinguts per Roldán *et al.* (2005) i Dou *et al.* (2007). No obstant això la metodologia utilitzada en la preparació de mostres i l'extracció pot fer variar els resultats, el que dificulta la seva comparació (Jones i Wilett, 2005; Rees i Parker, 2005).

No hi ha diferències significatives entre les dues parcel·les de Calcisòl pètric en cap de les fondàries. En canvi, sí que n'hi ha entre els dos tipus de sòls regats amb aigües residuals tractades. La parcel·la RR té un contingut en carboni orgànic soluble significativament més elevat ($p < 0,01$) a la capa més superficial que la parcel·la CR, però aquesta diferència no es manté a les capes successives. Lundsquist *et al.* (1999) observen com en el mes de maig el contingut en carboni orgànic soluble és igual en superfície que en fondària mentre que durant el més d'agost, els valors obtinguts a la part més superficial del sòl s'incrementen considerablement (de 20 a 50 mg kg⁻¹). Aquests autors atribueixen aquest increment als cicles d'humectació-dessecació que milloren la renovació de la biomassa microbiana i la condensació de productes microbians, augmentant la quantitat de carboni orgànic soluble. En canvi, a major fondària, els valors de carboni orgànic soluble són similars en les tres parcel·les.

Madejón *et al.* (2009) tampoc obtenen diferències a major fondària (10-25 cm) entre parcel·les amb diferents tipus de maneig.

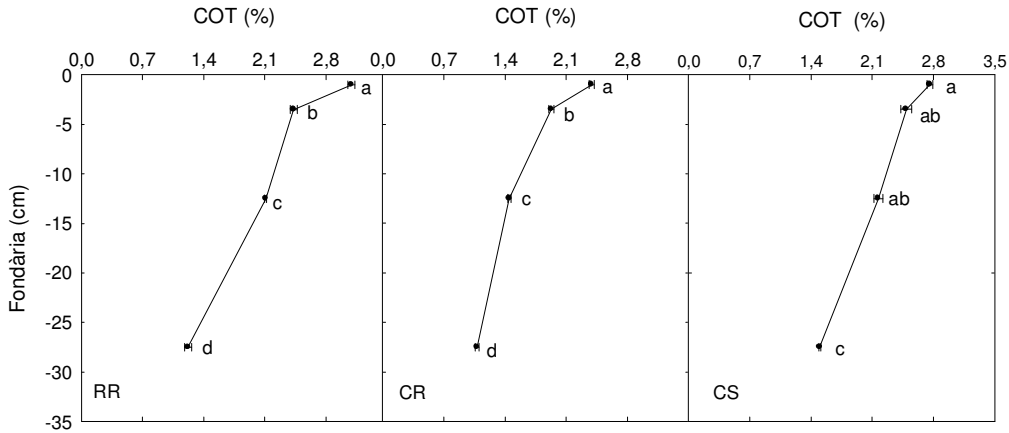


Figura 5.5. Distribució en fondària del carboni orgànic total (COT). Valors mitjans i error estàndard. Per a cada sòl els valors amb distinta lletra es diferencien significativament segons el test de *Tukey* ($p < 0,05$). RR: Regosòl regat amb aigües residuals tractades; CR: Calcisòl regat amb aigües residuals tractades. CS: Calcisòl regat amb aigües subterrànies.

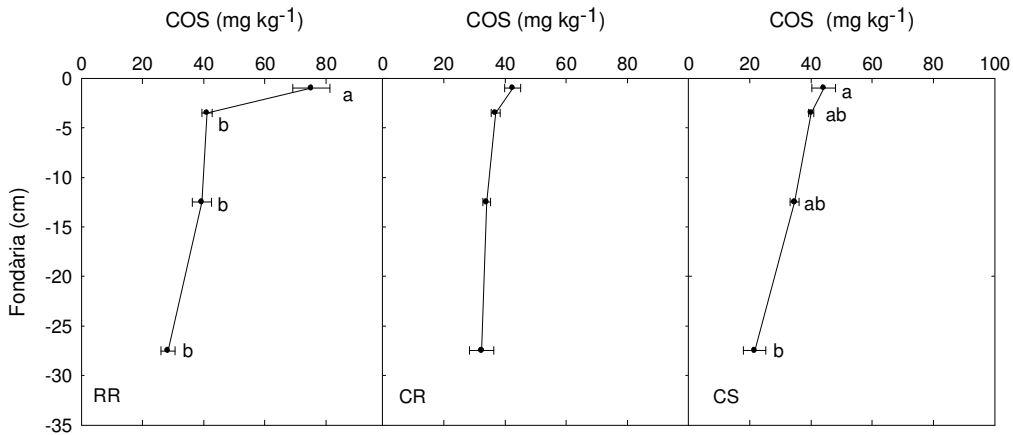


Figura 5.6. Distribució en fondària del carboni orgànic soluble (COS). Valors mitjans i error estàndard. Per a cada sòl els valors amb distinta lletra es diferencien significativament segons el test de *Tukey* ($p < 0,05$). RR: Regosòl regat amb aigües residuals tractades; CR: Calcisòl regat amb aigües residuals tractades. CS: Calcisòl regat amb aigües subterrànies.

5.1.3.5. Biomassa microbiana

La distribució en fondària de la biomassa microbiana en sòls no llaurats ha estat àmpliament estudiada (Alvarez *et al.*, 1998; Alvear *et al.*, 2005; Wright *et al.*, 2005; Madejón *et al.*, 2007). Tots els autors observen una estratificació al llarg del perfil del sòl amb valors més elevats en superfície, el que coincideix amb els resultats obtinguts (Figura 5.7) i és atribuïble a un major contingut en carboni orgànic i, més concretament, amb molècules orgàniques lleugeres (Alvarez *et al.*, 1998). No s'observen diferències significatives entre tipus de reg ni entre els dos tipus de sòl regats amb aigües residuals tractades.

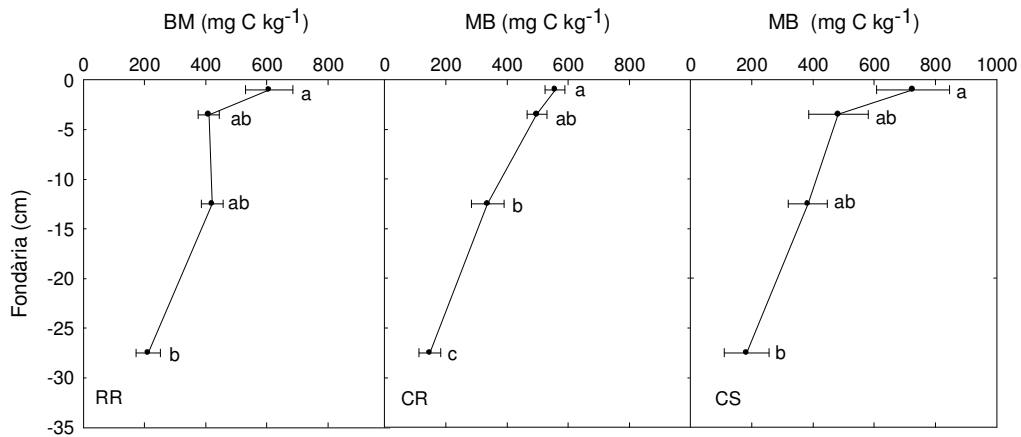


Figura 5.7. Distribució en fondària de la biomassa microbiana (BM). Valors mitjans i error estàndard. Per a cada sòl els valors amb distinta lletra es diferencien significativament segons el test de *Tukey* ($p < 0,05$). RR: Regosòl regat amb aigües residuals tractades; CR: Calcisòl regat amb aigües residuals tractades. CS: Calcisòl regat amb aigües subterrànies.

5.1.3.6. Activitats enzimàtiques

Les deshidrogenases catalitzen reaccions d'oxidoreducció de manera que estan relacionades amb la degradació de la matèria orgànica i, per tant, amb el cicle del carboni (Tabatabai, 1982). L'estratificació de l'activitat deshidrogenasa (Figura 5.8) és similar a la que s'observa per al carboni orgànic total (Figura 5.5) i a l'observada per Madejón *et al.* (2007). L'activitat és més elevada en superfície i disminueix

significativament a partir dels 5 cm a les dues parcel·les de Calcisòl pètric i dels 2 cm en la parcel·la de Regosòl endoglèyc (Figura 5.8). Els valors més baixos es troben a la capa més profunda (20-35 cm) i també es diferencien significativament de la immediatament superior (5-20 cm). En la parcel·la RR les quatre capes estudiades es diferencien significativament entre elles, mentre que en les parcel·les CR i CS no hi ha diferències entre els cinc primers centímetres. Els valors són molt similars a les tres parcel·les i només s'observen diferències ($p < 0,05$) entre les dues parcel·les de Calcisòl pètric a la capa 5-20 cm, amb una major activitat a la parcel·la regada amb aigües subterrànies.

L'activitat β -glucosidasa, responsable de la hidròlisi de les cadenes de glucoses, segueix la mateixa distribució en fondària que el carboni orgànic total. A les dues parcel·les regades amb aigües residuals tractades, s'observa una estratificació molt pronunciada, amb diferències significatives entre les dues primeres capes de sòl. En canvi, aquestes diferències són menors a la parcel·la regada amb aigua subterrània (Figura 5.9). Aquesta parcel·la, a més, presenta valors molt més baixos en superfície (0-2 cm) en comparació amb els sòls regats amb aigües residuals tractades.

L'estratificació en fondària de la β -glucosidasa i, sobretot, la seva major presència a la capa més superficial ha estat constatada per altres autors en camps no llaurats (Roldán *et al.*, 2005; Green *et al.*, 2007) i està relacionada amb l'estratificació del carboni orgànic total. No obstant això, a les parcel·les regades amb aigües residuals tractades, la reducció de l'activitat β -glucosidasa entre les capes de 0-2 cm i 2-5 cm és major que en el cas del carboni orgànic total. Més concretament, mentre que el carboni orgànic total disminueix un 20% entre aquestes dues capes a les dues parcel·les, la reducció de l'activitat β -glucosidasa és d'un 30% per a la parcel·la CR i de quasi un 50% a la parcel·la RR. A la parcel·la CS també s'observa una disminució de l'activitat però menys pronunciada (d'un 20%) mentre que el carboni total es veu reduït en un 10%. Alvear *et al.* (2005) atribueixen resultats similars a l'alta presència de substrats de carboni per a aquest enzim, principalment cel·luloses i hemicel·luloses que es troben en superfície a causa de l'acumulació de les restes de cultiu. Les aigües residuals tractades

també són riques en aquests composts (Chefetz *et al.*, 2006; Shon *et al.*, 2006) de manera que contribueixen a una major activitat β -glucosidasa.

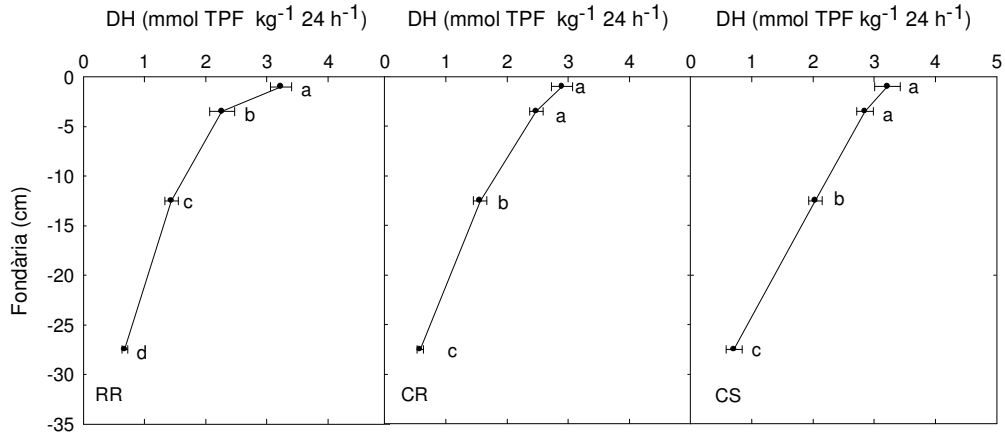


Figura 5.8. Distribució en fondària de l'activitat deshidrogenasa (DH). Valors mitjans i error estàndard. Per a cada sòl els valors amb distinta lletra es diferencien significativament segons el test de *Tukey* ($p < 0,05$). RR: Regosòl regat amb aigües residuals tractades; CR: Calcisòl regat amb aigües residuals tractades. CS: Calcisòl regat amb aigües subterrànies. TPF: trifenilformazan.

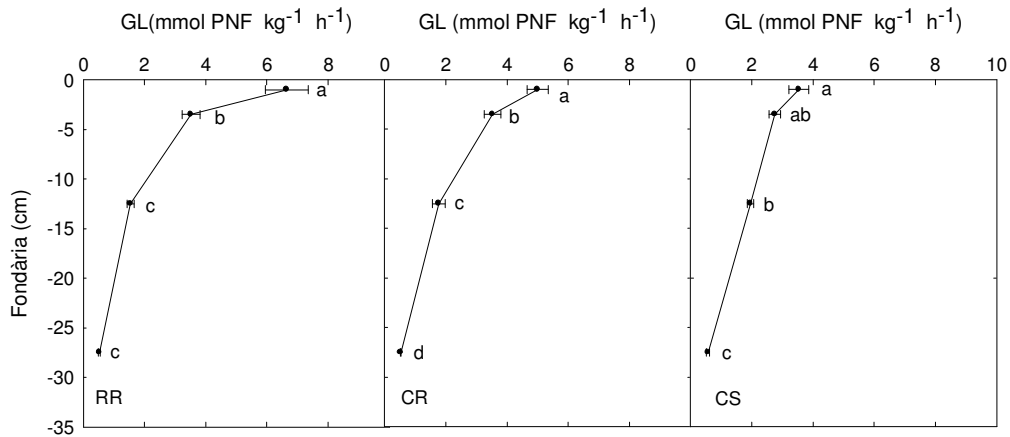


Figura 5.9. Distribució en fondària de l'activitat β -glucosidasa (GL). Valors mitjans i error estàndard. Per a cada sòl els valors amb distinta lletra es diferencien significativament segons el test de *Tukey* ($p < 0,05$). RR: Regosòl regat amb aigües residuals tractades; CR: Calcisòl regat amb aigües residuals tractades. CS: Calcisòl regat amb aigües subterrànies. PNF: p-nitrofenol.

D'altra banda, a la capa 20-35 el carboni orgànic total s'ha reduït entre un 45% a CS i un 60% a RR respecte a la capa superficial, mentre que la reducció de l'activitat β -glucosidasa oscil·la entre un 82% i un 92%. Això ens indica que en aquesta fondària el carboni orgànic que queda és poc degradable (Alvarez *et al.*, 1998; Rethemeyer *et al.*, 2005).

No s'observen diferències significatives entre els dos tipus de sòl regats amb aigües residuals tractades, observant-se valors elevats a les dues parcel·les, principalment a la capa més superficial. En canvi, la parcel·la CS presenta una activitat en superfície (0-2 cm) significativament menor ($p < 0,05$) que la parcel·la CR. El contingut en carboni orgànic total és major a CS (Figura 5.5) de manera que la menor activitat pot ser deguda a una menor presència de cel·luloses i hemicel·luloses o a l'efecte negatiu causat per la major salinitat d'aquesta parcel·la (Garcia i Hernandez, 1996).

L'activitat fosfatasa alcalina també té una tendència a disminuir en fondària (Madejón *et al.*, 2007). No obstant això, l'estratificació només s'observa clarament a la parcel·la CR. A CS no hi ha diferències significatives entre els primers 20 cm i a RR els valors són similars al llarg de tot el perfil (Figura 5.10). L'activitat en aquesta parcel·la entre els 20 i 35 cm és més baixa que l'obtinguda a la mateixa fondària de les parcel·les CS i RR, observant-se diferències significatives entre tipus d'aigua de reg ($p < 0,05$) i de sòl ($p < 0,001$).

No hi ha diferències significatives d'activitat ureasa entre les dues primeres capes de sòl (Figura 5.11). A partir d'aquesta fondària l'activitat és significativament menor a CR i a RR. Les dues parcel·les regades amb aigües residuals tractades presenten valors més elevats en superfície en comparació amb la parcel·la regada amb aigües subterrànies, observant-se diferències significatives ($p < 0,01$) entre CR i CS. Aquestes diferències són causades principalment per la presència d'urea a les aigües residuals tractades (Lew *et al.*, 2009), ja que aquesta activitat enzimàtica no es veu influenciada negativament per la conductivitat elèctrica (García i Hernández, 1996).

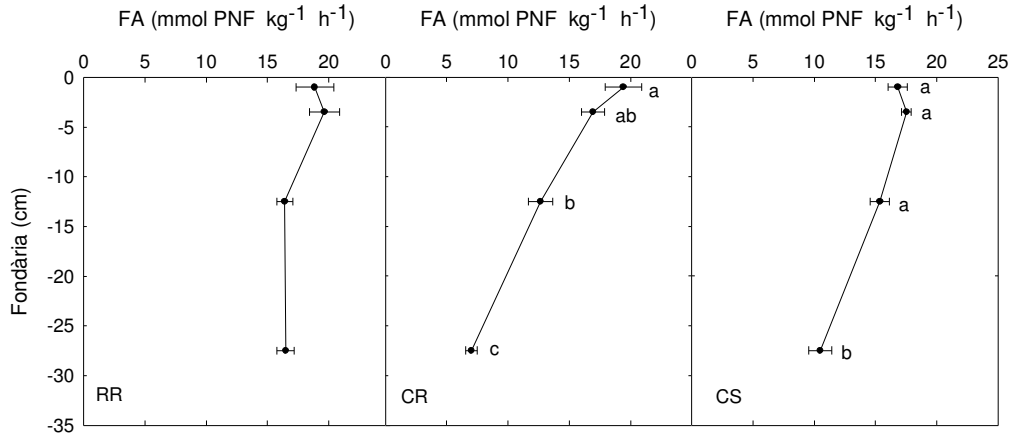


Figura 5.10. Distribució en fondària de l'activitat fosfatasa alcalina (FA). Valors mitjans i error estàndard. Per a cada sòl els valors amb distinta lletra es diferencien significativament segons el test de *Tukey* ($p < 0,05$). RR: Regosòl regat amb aigües residuals tractades; CR: Calcisòl regat amb aigües residuals tractades. CS: Calcisòl regat amb aigües subterrànies. PNF: p-nitrofenol.

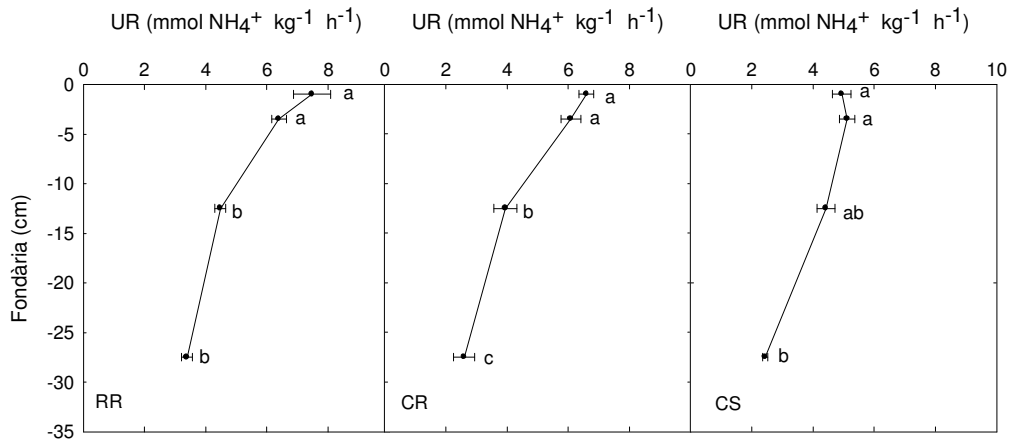


Figura 5.11. Distribució en fondària de l'activitat ureasa (UR). Valors mitjans i error estàndard. Per a cada sòl els valors amb distinta lletra es diferencien significativament segons el test de *Tukey* ($p < 0,05$). RR: Regosòl regat amb aigües residuals tractades; CR: Calcisòl regat amb aigües residuals tractades. CS: Calcisòl regat amb aigües subterrànies.

L'activitat BAA-proteasa es comporta de manera diferent a les tres parcel·les estudiades. Mentre que a la parcel·la CR s'observa una disminució en fondària, diferenciant-se significativament dues capes, de 0-5 cm, amb valors de 7 mmol de NH_4^+ $\text{kg}^{-1} \text{h}^{-1}$, i de 5-35 cm, amb valors entre 4 i 5,5 mmol de NH_4^+ $\text{kg}^{-1} \text{h}^{-1}$, a la parcel·la CS

s'observa un increment entre els 0 i els 20 cm que també és observat per Roldán *et al.* (2005). A RR no hi ha diferències significatives entre 0 i 20 cm però a partir dels 20 cm s'observa una reducció de l'activitat (Figura 5.12).

En la parcel·la CR l'activitat BAA- proteasa és significativament més elevada a les dues primeres capes estudiades ($p < 0,01$ i $p < 0,05$, respectivament) que en la parcel·la CS i la parcel·la RR. Els valors s'igualen a les tres parcel·les a partir de la capa 5-20 cm. La menor activitat enzimàtica que s'observa a CS a la capa 0-2 cm respecte a la capa 2-5 cm pot ser deguda a l'efecte negatiu causat per l'elevada salinitat del sòl, que ha estat constatat per García i Hernández (1996) en sòls calcaris per aquesta mateixa activitat.

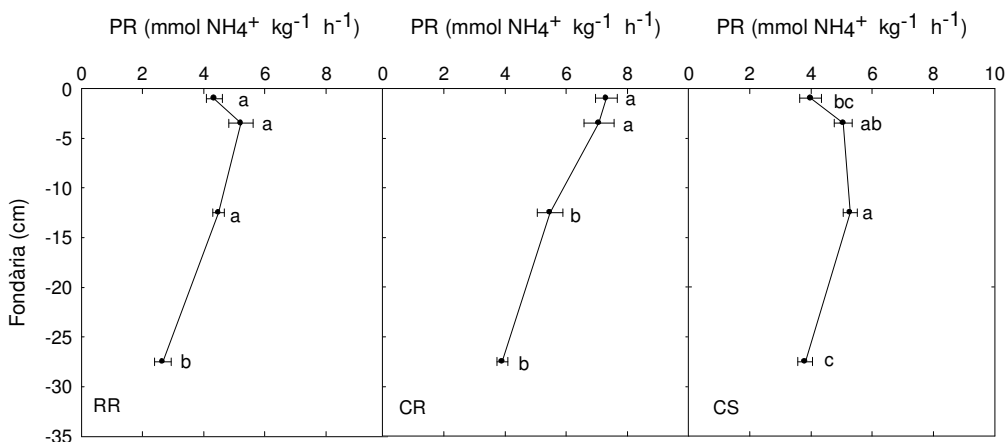


Figura 5.12. Distribució en fondària de l'activitat BAA-proteasa (PR). Valors mitjans i error estàndard. Per a cada sòl els valors amb distinta lletra es diferencien significativament segons el test de *Tukey* ($p < 0,05$). RR: Regosòl regat amb aigües residuals tractades; CR: Calcisòl regat amb aigües residuals tractades. CS: Calcisòl regat amb aigües subterrànies. PNF: p-nitrofenol.

5.1.3.7. Relacions entre paràmetres

La majoria de paràmetres mesurats, tant químics com biològics, estan positivament correlacionats degut a que, en general, presenten valors més elevats en superfície que en fondària (Taula 5.3).

Taula 5.3. Matriu de correlacions de *Pearson* entre els paràmetres químics i biològics mesurats a distintes fondàries a tres parcel·les del Pla de Sant Jordi.

	N-NH ₄ ⁺	P Olsen	CE	COT	COS	BM	DH	GL	FA	UR	PR
N-NO ₃ ⁻	0,421 **	0,553 ***	0,452 **	0,700 ***	0,606 ***	0,724 ***	0,678 ***	0,676 ***	0,399 **	0,520 ***	0,118 -
N-NH ₄ ⁺		0,680 ***	-0,181 -	0,399 **	0,711 ***	0,277 -	0,237 -	0,488 **	0,236 -	0,403 **	-0,128 -
P Olsen			-0,200 -	0,545 ***	0,819 ***	0,378 **	0,405 **	0,725 ***	0,479 **	0,661 ***	0,067 -
CE				0,392 **	0,065 -	0,365 *	0,348 *	0,025 -	0,057 -	-0,090 -	-0,266 -
COT					0,721 ***	0,769 ***	0,878 ***	0,822 ***	0,723 ***	0,746 ***	0,242 -
COS						0,507 ***	0,576 ***	0,799 ***	0,487 **	0,623 ***	0,066 -
BM							0,823 ***	0,680 ***	0,651 ***	0,676 ***	0,285 *
DH								0,863 ***	0,762 ***	0,771 ***	0,475 **
GL									0,753 ***	0,843 ***	0,451 **
FA										0,812 ***	0,353 *
UR											0,493 ***

P Olsen: fòsfor soluble; CE: conductivitat elèctrica de l'extracte 1:5; COT: carboni orgànic total; COS: carboni orgànic soluble; BM: biomassa microbiana; DH: activitat deshidrogenasa; GL: activitat β-glucosidasa; FA: activitat fosfatasa alcalina; UR: activitat ureasa; PR: activitat BAA-proteasa. -, sense significació; correlació significativa a *p<0,05; **p<0,01; ***p<0,001.

Hi ha una alta correlació positiva entre els continguts en amoni, fòsfor soluble i carboni orgànic soluble que s'atribueix al fet de què la parcel·la de Regosòl endoglèic presenti valors significativament més elevats d'aquests tres paràmetres que les parcel·les de Calcisòl pètric a les capes més superficials (Taula 5.3).

En aquest estudi també es constata l'alta correlació del carboni orgànic total amb la biomassa microbiana i totes les activitats enzimàtiques a excepció de la BAA-proteasa, especialment amb les activitats deshidrogenasa i β -glucosidasa. Les correlacions entre la biomassa microbiana i les activitats enzimàtiques també són elevades. De la mateixa manera les activitats enzimàtiques estan altament i positivament correlacionades entre si. Les majors correlacions s'observen entre l'activitat β -glucosidasa i les activitats deshidrogenasa i ureasa mentre que l'activitat BAA-proteasa és la que està menys correlacionada amb les altres (Taula 5.3).

L'activitat deshidrogenasa és considerada un indicador de l'activitat microbiana, ja que està directament relacionada amb les cèl·lules vives. Aquest complex enzimàtic catalitza l'oxidació de composts orgànics, pel que està relacionada amb la presència de carboni làbil. La β -glucosidasa també intervé en el cicle del carboni hidrolitzant les cadenes de glucoses (Bastida *et al.*, 2008). Per aquest motiu l'addició de fonts de carboni fàcilment descomponibles en superfície, a través de les restes de cultiu i de l'aplicació d'aigües residuals tractades, afecta de manera similar a les dues activitats enzimàtiques (Melero *et al.*, 2008).

La menor correlació de la BAA-proteasa amb la resta de paràmetres es deu al comportament diferenciat d'aquesta activitat a la parcel·la CS, on tendeix a augmentar entre els 0 i els 20 cm, i que es podria deure a la sensibilitat d'aquest enzim a la salinitat (García i Hernández, 1996) que causa una davallada de l'activitat a les capes superiors d'aquesta parcel·la.

5.1.4. Conclusions

El maneig agrícola del cultiu d'alfals, que es deixa sense llaurar durant més de cinc anys, permet una clara estratificació en fondària de la majoria de paràmetres químics i biològics estudiats. En aquest sentit s'observa que cinc anys han estat suficients per a obtenir aquesta diferenciació, el que suposa una millora en la qualitat del sòl (Franzluebbers, 2002), això és gràcies a les aportacions de carboni orgànic amb les aigües residuals tractades i restes de cultiu en superfície.

La realització d'un mostreig en petits intervals a les capes superiors del sòl (0-2 i 2-5 cm) permet detectar diferències estadísticament significatives entre aquestes dues capes a molts dels paràmetres estudiats. Això és especialment notori per al carboni orgànic total i les activitats deshidrogenasa i β -glucosidasa, associat a una major proximitat a la font de les restes orgàniques.

L'estratificació és més acusada per al carboni orgànic total, la biomassa microbiana i les activitats deshidrogenasa i β -glucosidasa, però tots els paràmetres biològics estan altament correlacionats amb el carboni orgànic total i soluble. El comportament de les activitats deshidrogenasa i β -glucosidasa és molt similar i es deu a l'addició de composts orgànics en superfície.

Les dues parcel·les regades amb aigües residuals tractades presenten una major estratificació del contingut en carboni orgànic total i de l'activitat β -glucosidasa que la parcel·la regada amb aigües subterrànies.

5.2. VARIACIÓ ESTACIONAL DE PARÀMETRES QUÍMICS I BIOLÒGICS DEL SÒL EN CULTIUS D'ALFALS REGATS AMB AIGÜES RESIDUALS TRACTADES I AIGÜES SUBTERRÀNIES

5.2.1. Introducció

El reg amb aigües residuals tractades aporta nutrients i composts orgànics de baix pes molecular al sòl, que poden ser aprofitats tant per les plantes com pels microorganismes del sòl (Rahil i Antonopoulos, 2007; Kiziloglu *et al.*, 2008; Pereira *et al.*, 2010). De fet, alguns autors han observat un augment de l'activitat biològica en sòls regats amb aigües residuals tractades respecte a sòls regats amb altres tipus d'aigua (Meli *et al.*, 2002; Brzezinska *et al.*, 2006; Chen *et al.*, 2008) però en alguns casos també s'han constatat un augment de la salinitat del sòl (Qian i Mecham, 2005; Lado i Ben-Hur, 2009; Klay *et al.*, 2010).

El cultiu d'alfals s'adapta al reg amb aigües de baixa qualitat ja que tolera bastant bé la salinitat (Helalia *et al.*, 1996). Per això és el cultiu majoritari en aquelles àrees on la salinitat de les aigües subterrànies s'ha incrementat a causa de la intrusió marina o que es reguen amb aigües residuals tractades, com és el cas del Pla de Sant Jordi (Palma). A més, es tracta d'un cultiu que es destina principalment a l'alimentació animal per al seu consum en sec, el que redueix considerablement el risc de transmissió d'organismes patògens a través del reg amb aigües residuals tractades (UNEP, 2005).

En el Pla de Sant Jordi el reg amb aigües residuals tractades es va introduir fa més de 20 anys, principalment per al cultiu d'alfals (Mateos *et al.*, 2001). El reg té lloc durant el període amb més necessitats hídriques que sol anar de maig a setembre, tot i que varia segons les condicions meteorològiques de cada any. Durant la resta de l'any, les precipitacions superen l'evapotranspiració, de manera que el reg no és necessari.

En aquest estudi es realitza un seguiment de paràmetres químics i biològics del sòl en diferents moments de l'any amb l'objectiu d'observar els efectes sobre el sòl del reg

amb diferents tipus d'aigües (aigües residuals tractades i aigües subterrànies amb diferent salinitat) sobre les tipologies de sòl més característiques del Pla de Sant Jordi.

5.2.2. Material i mètodes

Les parcel·les d'estudi es localitzen a la zona del Pla de Sant Jordi (Palma), que s'ha descrit en detall en el capítol 3. S'han seleccionat sis parcel·les convencionals de productors d'alfals, les característiques de les quals es presenten a la Taula 5.4. Quatre de les parcel·les s'han regat amb aigües residuals tractades durant més de vint anys i la resta s'han regat amb aigües subterrànies de diferent composició (Taula 5.5). Totes les parcel·les es cultiven amb una varietat local d'alfals que, en el moment de l'inici de l'experiment, té entre dos i cinc anys, segons la parcel·la, i es gestiona de manera convencional seguint les pràctiques tradicionals de la zona. Abans de la sembra s'ha llaurat una o dues vegades i a la parcel·la P6 s'ha fet un adobat de fons amb fems animals, en canvi la resta de parcel·les no han rebut cap fertilització addicional apart de l'aportada amb l'aigua de reg. Les característiques fisicoquímiques de la capa llaurable del sòl en cada una de les parcel·les es mostren a la Taula 5.6. El reg és a manta i es realitza cada 10 o 12 dies aproximadament, en funció de les necessitats. El període de reg en anys normals va de maig a setembre.

Taula 5.4. Característiques de les parcel·les estudiades

Parcel·la	Coordenades (UTM ETRS89 31S)	Tipus de sòl	Aigua de reg	Any de sembra
P1	478806E, 4380329N	Regosòl endoglèic (calcàric)	ARC	2000
P2	478862E, 4380442N	Regosòl endoglèic (calcàric)	ARC	2001
P3	476988E, 4379743N	Calcisòl pètric (cròmic)	ARC	1999
P4	477702E, 4379743N	Calcisòl pètric (cròmic)	ARC	2000
P5	478081E, 4380543N	Luvisòl càlcic (cròmic)	AS1	2000
P6	476851E, 4380157N	Calcisòl pètric (cròmic)	AS2	2000

ARC: aigua residual tractada mitjançant una depuradora convencional; AS: aigua subterrània.

Durant el període d'estudi (agost 2003-setembre 2004), la precipitació total ha estat de 498 mm. Les temperatures mínimes i màximes mitjanes han variat entre 3,9 °C en el mes de gener de 2004 i 34,5 °C en els mes d'agost de 2003 (Figura 5.13). El mes

d'agost de 2003 va ser excepcionalment càlid mentre que la primavera de 2004 va ser relativament humida, el que va retardar les necessitats de reg.

Taula 5.5. Propietats de les aigües de reg

	ARC	AS1	AS2
CE 25 °C (dS m ⁻¹)	2,30	3,61	7,61
SS (mg L ⁻¹)	71,3	-	-
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	4,4	29,2	49,1
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	31,5	-	-
P total (mg L ⁻¹)	0,83	-	-
Sals totals (g L ⁻¹)	1,28	2,35	5,81
Cl ⁻ (mg L ⁻¹)	501	908	2569
Na ⁺ (mg L ⁻¹)	341	266	718
Ca ²⁺ (mg L ⁻¹)	98	377	716
Mg ²⁺ (mg L ⁻¹)	37	122	390
K ⁺ (mg L ⁻¹)	25	16	32

CE: conductivitat elèctrica; SS: sòlids en suspensió; ARC: aigua residuals tractada mitjançant una depuradora convencional; AS: aigua subterrània.

Taula 5.6. Característiques físiques i químiques de la capa llaurable del sòl a les parcel·les estudiades.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6
Arenes (%)	12,4	12,5	24,2	31,7	11,2	23,0
Llims (%)	55,2	58,9	52,8	43,5	57,4	50,6
Argiles (%)	32,4	28,7	23,0	24,8	31,4	26,4
EE (%)	94,8	87,4	63,0	80,1	53,6	83,9
CCE (%)	30,5	46,3	36,1	31,7	6,9	37,3
CA (mg kg ⁻¹)	12,4	14,7	10,1	6,7	3,0	13,6
pH	8,44	8,57	8,50	8,15	8,22	8,22
COT (%)	2,68	2,49	1,79	2,20	1,49	2,44
N (%)	0,260	0,274	0,165	0,221	0,165	0,229
C/N	9,6	9,8	11,0	9,9	9,1	10,6
P (mg kg ⁻¹)	880	757	647	1014	1127	853
P Olsen (mg kg ⁻¹)	77,5	37,0	33,3	79,2	53,7	35,6
CIC (cmol kg ⁻¹)	24,8	21,3	13,2	17,2	18,8	14,7

EE: estabilitat estructural; CCE: carbonat de calci equivalent; CA: calcària activa; COT: carboni orgànic total; N: nitrogen total; C/N: relació carboni/nitrogen; P: fòsfor total; P Olsen: fòsfor soluble; CIC: capacitat d'intercanvi catiònic.

A cada parcel·la s'ha mostregat la capa llaurable (0-20 cm) en cinc moments de l'any: agost 2003, desembre 2003, març 2004, juliol 2004 i setembre 2004. S'han agafat quatre mostres compostes (formades per quatre submostres agafades a l'atzar) per cada parcel·la. Les mostres s'han agafat humides, un o dos dies després del reg en els mostrejos d'estiu, i un o dos dies després de pluges en els mostrejos d'hivern, i s'han

mesclat de manera homogènia, eliminant les arrels i les restes de cultiu visibles. En el capítol 3 s'ha fet una descripció més detallada del mostreig i la preparació de les mostres.

A cada mostreig s'han mesurat paràmetres químics del sòl, com el contingut en nitrogen inorgànic, la conductivitat elèctrica de l'extracte 1:5 i el contingut en carboni orgànic soluble, a més de paràmetres biològics, com la biomassa microbiana, la respiració basal i les activitats enzimàtiques deshidrogenasa, β -glucosidasa, fosfatasa alcalina, ureasa, BAA-proteasa i arilsulfatasa.

El nitrogen inorgànic (N-NH_4^+ i N-NO_3^-) s'ha extret agitant 10 g de sòl en 50 ml de KCl 2 M durant 2 h (Keeney i Nelson, 1982), l'extracte s'ha filtrat ($<0,45 \mu\text{m}$ de diàmetre de porus) i analitzat amb un analitzador d'injecció de flux de *Lachat*. La conductivitat elèctrica s'ha mesurat en un extracte sòl:aigua 1:5 després d'agitar durant 30 min, centrifugar a 3000 rpm i filtrar amb un filtre de $<$ de $0,45 \mu\text{m}$ de diàmetre de porus. El carboni orgànic soluble s'ha analitzat en el mateix extracte que la conductivitat elèctrica utilitzant un analitzador de carboni orgànic total *Shimadzu 5000 A*.

La biomassa microbiana s'ha determinat per fumigació de la mostra amb cloroform lliure d'etanol i extracció de la mostra amb sulfat potàssic 0,5 M, segons el mètode de fumigació-extracció descrit per Vance *et al.* (1987). La respiració basal s'ha estimat incubant la mostra de sòl durant 3 dies a 25°C i a la fosca en un flascó hermètic amb una solució d'hidròxid de sodi 0,01 M (Alef, 1998). Les activitats enzimàtiques deshidrogenasa, β -glucosidasa i fosfatasa alcalina s'han determinat mitjançant els metodologies descrites per Tabatabai (1982) mentre que les activitats ureasa i BAA-proteasa s'han analitzat seguint el mètode descrit per Kandeler i Gerber (1988).

S'ha realitzat una anàlisi de la variància de dos factors (ANOVA) per a avaluar la significança dels efectes de l'estacionalitat i la parcel·la en els paràmetres estudiats. S'ha utilitzat el test de *Tukey* per separar les mitjanes quan les diferències han estat significatives. A més, s'ha realitzat una correlació de *Pearson* entre els paràmetres

químics i biològics mesurats a les sis parcel·les en els cinc moments de l'any. Totes les anàlisis s'han realitzat mitjançant el programa SPSS 15.0 per a *Windows*.

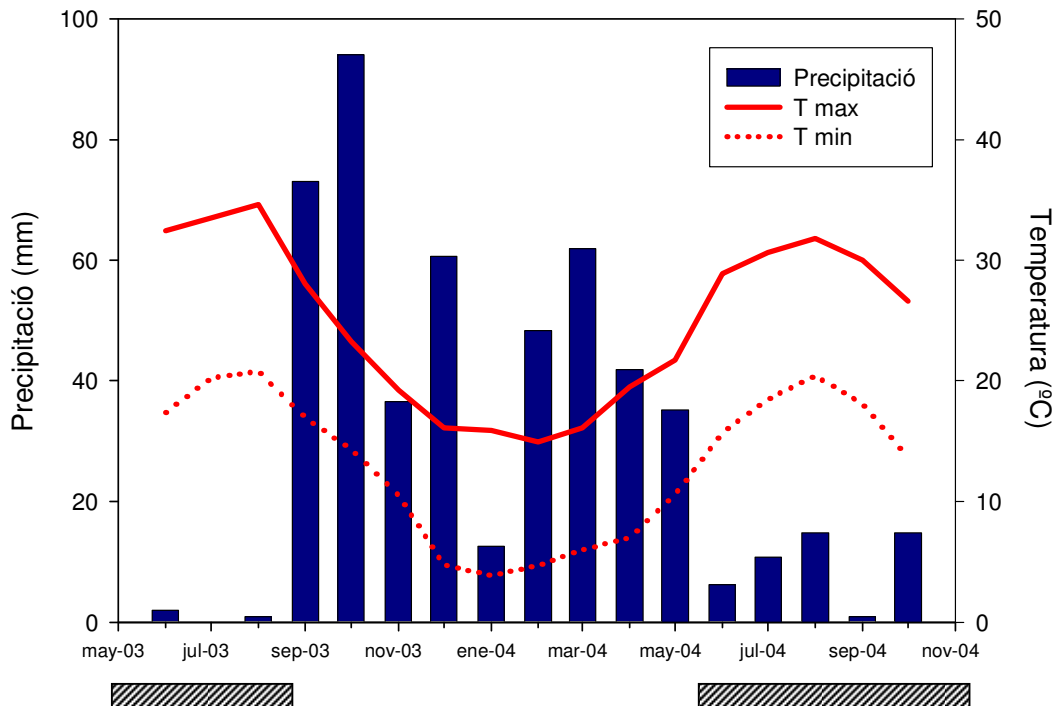


Figura 5.13. Precipitació mensual i temperatura màxima i mínima mensual durant el període d'estudi (agost 2003-setembre 2004). La banda horitzontal inferior indica el període de reg.

5.2.3. Resultats i discussió

5.2.3.1. Nitrogen inorgànic

El contingut en nitrogen inorgànic del sòl depèn en part de les aportacions d'aquest element amb l'aigua de reg però també de la mineralització de la matèria orgànica del propi sòl (Moreno *et al.*, 1996) i de la captació de nitrogen per part de les plantes i els microorganismes del sòl (Dunn *et al.*, 2006).

El nitrogen inorgànic de les aigües residuals tractades utilitzades en aquest estudi està majoritàriament en forma d'amoni, mentre que el de les aigües subterrànies està

únicament en forma de nitrats. Tot i això, la concentració de nitrogen inorgànic de les aigües subterrànies és similar o fins i tot superior al de les aigües residuals tractades (Taula 5.5). Les aportacions de nitrogen amb l'aigua de reg no són constants al llarg de tot el període d'estudi, sinó que només tenen lloc entre els mesos de maig i setembre. Per tant, durant l'hivern, el nitrogen inorgànic del sòl depèn únicament de la mineralització de la matèria orgànica.

D'aquesta manera durant el període de reg, amb el reg amb aigües residuals tractades s'aporta majoritàriament amoni al sòl, mentre que les parcel·les regades amb aigües subterrànies reben el nitrogen en forma de nitrats. No obstant això, a nivell de sòl els continguts en amoni són baixos en totes les parcel·les i, en general, no superen els 2 mg kg⁻¹ de N-NH₄⁺ (Figura 5.14), com és habitual en sòls agrícoles (Burger i Jackson, 2003; Papini *et al.*, 2007). En canvi, els continguts en nitrats són elevats durant el període de reg (Figura 5.15), el que suggereix una ràpida nitrificació de l'amoni aportat (Lees i Quastel, 1946; Burger i Jackson, 2003).

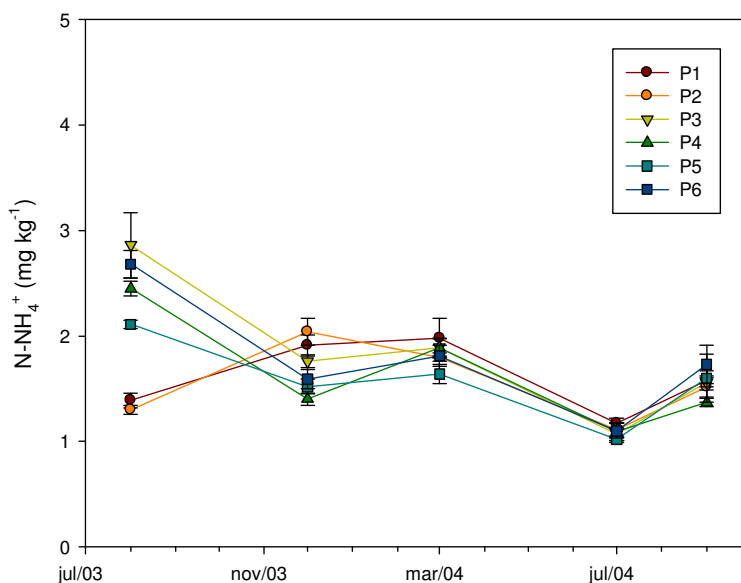


Figura 5.14. Variació anual del contingut en amoni (N-NH₄⁺). Valors mitjans i error estàndard.

Varis autors han observat que després de la humidificació del sòl, com per exemple després d'un reg o d'un episodi de pluja, s'incrementen les taxes de mineralització i nitrificació (Miller *et al.*, 2005; McIntyre *et al.*, 2009), de manera que els alts valors de

nitrats que s'observen en els mostrejos realitzats després d'un reg (agost del 2003 i juliol i setembre del 2004, Figura 5.15) poden ser deguts al nitrogen aportat en forma de reg o a l'increment de la taxa de mineralització de la matèria orgànica. Aquests alts continguts en nitrats disminueixen significativament durant els mesos en què no es rega (Taula 5.7, Figura 5.15), el que es podria atribuir a un rentat o a la seva captació per part del cultiu.

Taula 5.7. Anàlisi de la variància de dos factors (parcel·la i mostreig) per als paràmetres químics, la biomassa microbiana i la respiració basal del sòl.

	N-NO ₃	N-NH ₄	CE 1:5	COS	BM	RB
Parcel·la (P)						
P1	25,2 a	1,61 bc	0,28 bc	35,2 bc	613 a	6,67 a
P2	13,5 cd	1,56 c	0,29 b	43,4 a	515 ab	5,54 b
P3	18,1 bc	1,83 a	0,24 bc	38,8 ab	489 bc	5,25 bc
P4	26,7 a	1,64 abc	0,21 c	32,6 cd	546 ab	5,52 b
P5	10,5 d	1,58 bc	0,24 bc	28,5 d	406 c	4,57 c
P6	18,8 b	1,78 ab	0,72 a	35,7 bc	542 ab	5,43 b
Sig.	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Mostreig (M)						
M1	41,8 a	2,13 a	0,53 a	35,8 b	654 a	5,55 c
M2	7,6 c	1,71 bc	0,15 c	28,9 c	550 b	2,76 d
M3	6,1 c	1,84 b	0,16 c	40,9 a	502 bc	7,42 a
M4	19,1 b	1,09 d	0,44 b	38,0 ab	471 bc	6,76 b
M5	19,4 b	1,56 c	0,38 b	35,1 b	411 c	5,15 c
Sig.	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Interacció						
P x M	<0,001	<0,001	<0,001	0,030	0,015	0,270

CE: conductivitat elèctrica; COS: carboni orgànic soluble; BM: biomassa microbiana; RB: respiració basal. Sig: significació.

Els nitrats, al tenir càrrega negativa, no queden retinguts en el complex de canvi, de manera que són fàcilment arrossegats cap a la capa freàtica amb les aigües de rentat, després d'una pluja o reg abundant (Hamilton *et al.*, 2007; Robertson i Groffman, 2007). Les pèrdues de nitrats i, en conseqüència, la contaminació de les aigües subterrànies per aquest element són un problema habitual en aquelles zones que es reguen amb aigües residuals sense tractar i riques en amoni (Vazquez-Montiel *et al.*, 1996; Liu *et al.*, 1998; Gallegos *et al.*, 1999). Al Pla de Sant Jordi també s'ha observat un increment de nitrats a l'aquífer subterrani com a conseqüència del reg amb aigües residuals tractades (Mateos *et al.*, 2001). No obstant això el cultiu de l'alfals pot ajudar

a mitigar aquest efecte, ja que pot retenir grans quantitats de nitrogen i s'ha vist que és efectiu per a recuperar aigües subterrànies contaminades per nitrats (Russelle *et al.*, 2001).

La interacció entre parcel·les i moments de mostreig és significativa tant per al contingut en amoni del sòl com per al contingut en nitrats (Taula 5.7). Això és degut a que el contingut en matèria orgànica del sòl no és el mateix a les diferents parcel·les (Taula 5.6) i el nitrogen aportat amb el reg varia en funció del tipus d'aigua utilitzat (Taula 5.5). Els continguts en nitrats i amoni del sòl depenen en part de les aportacions mitjançant l'aigua de reg però també de la mineralització de la matèria orgànica (Moreno *et al.*, 1996), que és l'única font de nitrogen inorgànic durant el període en què no es rega. L'estat de l'alfals en el moment del mostreig també pot tenir influència en el contingut en nitrogen inorgànic del sòl.

5.2.3.2. Conductivitat elèctrica

La conductivitat elèctrica del sòl és utilitzada normalment per a indicar la salinitat, és a dir, la concentració de sals solubles (Heidarpour *et al.*, 2007). En aquest cas s'ha utilitzat la conductivitat elèctrica de l'extracte 1:5 del sòl per a avaluar la salinitat, a l'igual que Rusan *et al.* (2007). Segons Visconti *et al.* (2010) aquesta prova està altament correlacionada amb la salinitat mesurada sobre pasta saturada si el contingut en guix del sòl és negligible, com és el cas dels sòls del Pla de Sant Jordi.

Generalment, els sòls regats amb aigües residuals, tractades o no, solen tenir una major salinitat que els sòls regats amb altres fonts d'aigua (Mohammad i Mazahreh, 2003; Qian i Mecham, 2005; Alvarez-Bernal *et al.*, 2006). En el Pla de Sant Jordi la conductivitat elèctrica de les aigües subterrànies és major que la de les aigües residuals tractades (Taula 5.5), de manera que és d'esperar que l'aplicació d'aigües subterrànies causi una major salinitat al sòl que el reg amb aigües residuals tractades, ja que l'aigua de reg és la principal font d'aportació de sals al sòl (Hussain i Al-Saati, 1999).

La major salinitat s'ha trobat a la parcel·la regada amb aigua subterrània 2, que és la que

té una conductivitat elèctrica més elevada (Taula 5.5). Les diferències són significatives respecte a les parcel·les regades amb aigües residuals tractades o amb aigua subterrània 1 (Taula 5.7), si bé aquestes es redueixen durant els mesos en què no es rega (Figura 5.16).

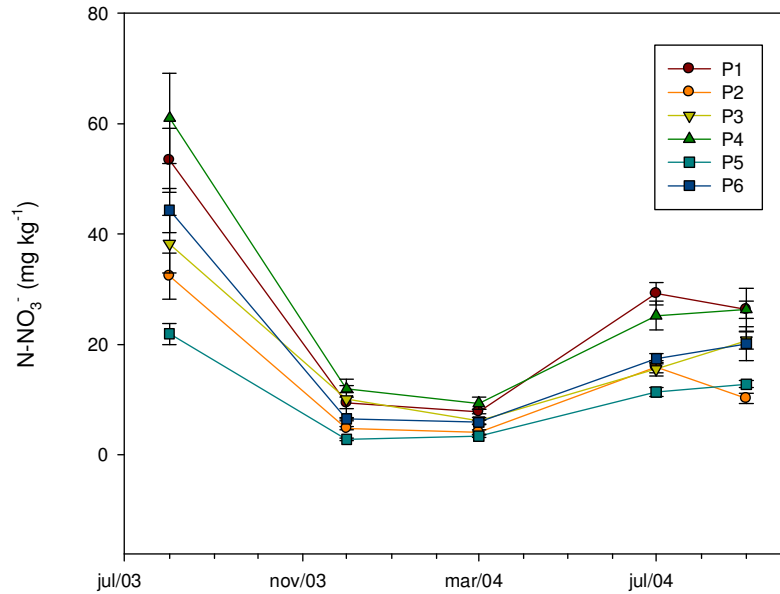


Figura 5.15. Variació anual del contingut en nitrat (N-NO_3^-). Valors mitjans i error estàndard.

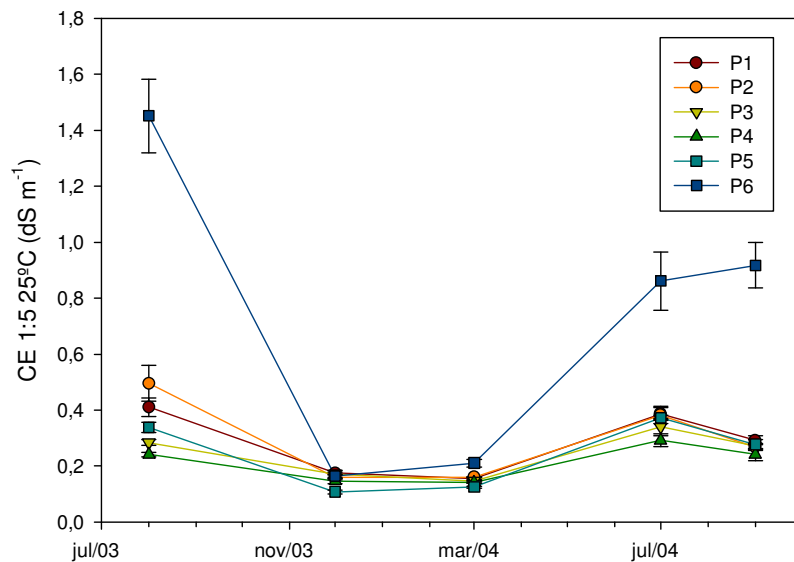


Figura 5.16. Variació anual de la conductivitat elèctrica del extracte 1:5 (CE 1:5). Valors mitjans i error estàndard.

En el mostreig realitzat en el mes d'agost de 2003, la salinitat és major a les parcel·les P1 i P2, regades amb aigües residuals tractades, que a la parcel·la P5, regada amb aigua subterrània d'una conductivitat elèctrica major (Figura 5.16). Això pot ser degut a les diferents propietats del sòl, ja que, segons Sudduth *et al.* (2005) la conductivitat elèctrica del sòl està altament correlacionada amb el contingut d'argila del sòl i amb la capacitat d'intercanvi catiònic. El contingut d'argila del sòl és similar a P1, P2 i P5 però la capacitat d'intercanvi catiònic és més elevada a P1 i P2 que a la resta de parcel·les (Taula 5.6), fet que pot haver afavorit la major salinitat del sòl durant el període de reg (Figura 5.16). Un altre factor que s'ha de tenir en compte és el regim de reg utilitzat a cada parcel·la que, tot i ser similar, pot variar lleugerament en funció de l'agricultor. Així, una major dosis de reg implica un major rentat i, per tant, una major infiltració de les sals.

Alguns autors consideren l'augment de la salinitat del sòl com un dels principals efectes negatius del reg amb aigües residuals tractades (Mohammad i Mazahreh, 2003; Qian i Mecham, 2005) que es relaciona amb la dispersió dels agregats causada pel sodi (Hamilton *et al.*, 2007). No obstant això, i després del reg continuat amb aigües residuals tractades i aigües subterrànies salinitzades durant més de deu anys, l'estabilitat dels agregats es manté elevada a la majoria de les parcel·les (Taula 5.6), el que es pot relacionar amb un alt contingut en carboni orgànic i carbonat de calci (Bronick i Lal, 2005). A més, els alts valors de conductivitat elèctrica no es mantenen durant tot l'any, ja que a totes les parcel·les són menors en els mostrejos de desembre de 2003 i març de 2004 (Figura 5.16) que durant el període de reg, a causa del rentat produït per les pluges de tardor i hivern (Ben-Hur *et al.*, 2001).

5.2.3.3. Carboni orgànic soluble, respiració basal i biomassa microbiana

El carboni orgànic soluble és una petita fracció del carboni orgànic total del sòl que es considera representativa del carboni disponible per als microorganismes del sòl (Boyer i Groffman, 1996; Marschner i Kalbitz, 2003; Rees i Parker, 2005; Scaglia i Adani, 2009). Prové majoritàriament de la mineralització de la matèria orgànica (Chantigny, 2003) però també de les aportacions de composts de carboni de baix pes molecular

mitjançant el reg amb aigües residuals tractades (Chefetz *et al.*, 2006; Shon *et al.*, 2006) i els exsudats de les arrels (Liang *et al.*, 2002; Wu *et al.*, 2003; Huang *et al.*, 2008).

La parcel·la P5, que és la que no ha tingut aportacions de matèria orgànica en els darrers anys i que es rega amb aigües subterrànies, té un baix contingut en carboni orgànic soluble i també baixa biomassa microbiana i respiració basal, en comparació amb les altres parcel·les. En canvi els valors són més elevats a les parcel·les regades amb aigües residuals tractades (P1-P4) i a la parcel·la P6, regada amb aigües subterrànies però on es va realitzar un adobat de fons amb fens animals abans de la sembra de l'alfals (Taula 5.7). Això s'explica per les aportacions de carboni assimilable mitjançant el reg amb aigües residuals tractades i l'adobat orgànic, que incrementen el contingut en carboni orgànic soluble del sòl (Meli *et al.*, 2002; Marinari *et al.*, 2007).

Els continguts en carboni orgànic soluble del sòl varien al llarg de l'any (Figura 5.17). Els valors més alts s'observen en el mostreig realitzat al març de 2004, mentre que els més baixos s'han donat en el mostreig realitzat en el mes de desembre de 2003 (Taula 5.7). La variació de carboni orgànic soluble al llarg de l'any es pot atribuir a la les variacions estacionals en la taxa de creixement de l'alfals. Diversos autors observen una disminució del pes de les arrels en l'alfals i del contingut en carboni d'aquestes durant els mesos d'hivern (Li *et al.*, 1996; Dhont *et al.*, 2002), de manera que probablement els alts nivells de carboni orgànic soluble observats en el mes de març procedeixen de la descomposició de les restes d'arrels que l'alfals perd durant els mesos d'hivern.

Aquests resultats concorden amb la variació estacional de la respiració basal, que segueix un comportament similar a la del carboni orgànic soluble (Taula 5.7, Figura 5.18). L'augment del contingut en carboni orgànic soluble observat a principis de primavera va associat a un augment de la respiració basal en totes les parcel·les, en canvi no s'observa un increment general de la biomassa microbiana en aquesta època de l'any (Taula 5.7), que tan sols es dona a les parcel·les P4 i P5 (Figura 5.19). Això és perquè la respiració basal està més relacionada amb la disponibilitat de carboni que amb la biomassa microbiana (Wang *et al.*, 2003).

La respiració basal és un indicador de l'activitat dels microorganismes (Saviozzi *et al.*, 2001) i no té perquè respondre de la mateixa manera que la biomassa microbiana. De fet el quocient entre la respiració basal i la biomassa microbiana s'utilitza per a avaluar l'efecte de les condicions ambientals sobre la comunitat microbiana (Frazao *et al.*, 2010). Les condicions desfavorables disminueixen la biomassa microbiana i davallen l'eficiència en la utilització de substrats de carboni, com a conseqüència d'això augmenta la taxa de respiració per unitat de biomassa microbiana (Nsabimana *et al.*, 2004).

Els valors mitjans de biomassa microbiana tendeixen a disminuir al llarg del període d'estudi (Taula 5.7). No obstant això, si s'observen els valors de cada parcel·la de manera individual s'aprecia que aquesta disminució només es dona a la parcel·la P6 (Figura 5.19), que és la que es rega amb aigua subterrània d'elevada salinitat (Taula 5.5). Aquests resultats concorden amb els de Rietz i Haynes (2003), que observen una disminució de la biomassa microbiana a causa de la salinitat mentre que la respiració basal no es veu afectada. Per altra banda a les parcel·les P1, P2 i P3, regades amb aigües residuals tractades, la biomassa microbiana és més baixa en el mes de març de 2004 però es torna a incrementar lleugerament en el mes de juliol del mateix any (Figura 5.19).

5.2.3.4. Activitats enzimàtiques

A la parcel·la P5, que es rega amb aigües subterrànies i que no ha rebut cap font addicional de matèria orgànica a part de les restes del propi cultiu, és on es troben els valors més baixos de totes les activitats enzimàtiques excepte β -glucosidasa (Taula 5.8).

L'activitat deshidrogenasa es considera un indicador de l'activitat biològica i del potencial redox del sòl (Brzezinska *et al.*, 2001). Varis autors han observat un increment de l'activitat deshidrogenasa en sòls regats amb aigües residuals tractades (Brzezinska *et al.*, 2001; Brzezinska *et al.*, 2006; Chen *et al.*, 2008).

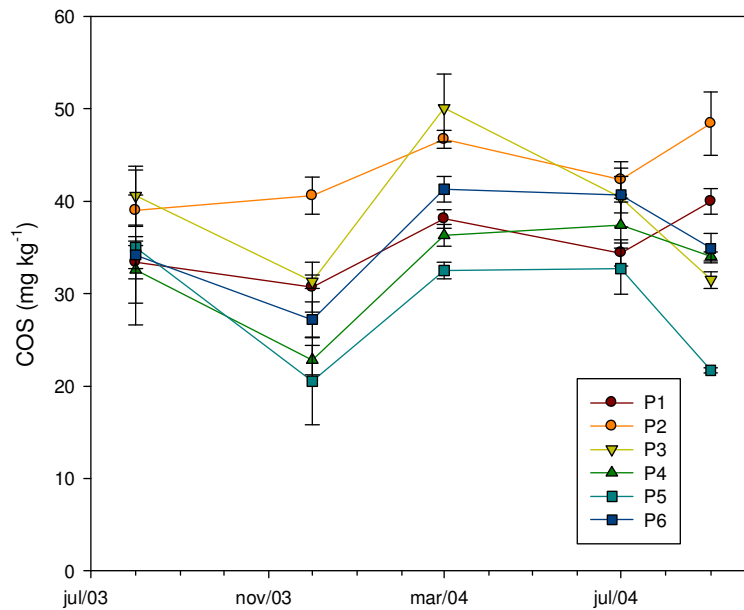


Figura 5.17. Variació anual del contingut en carboni orgànic soluble (COS). Valors mitjans i error estàndard.

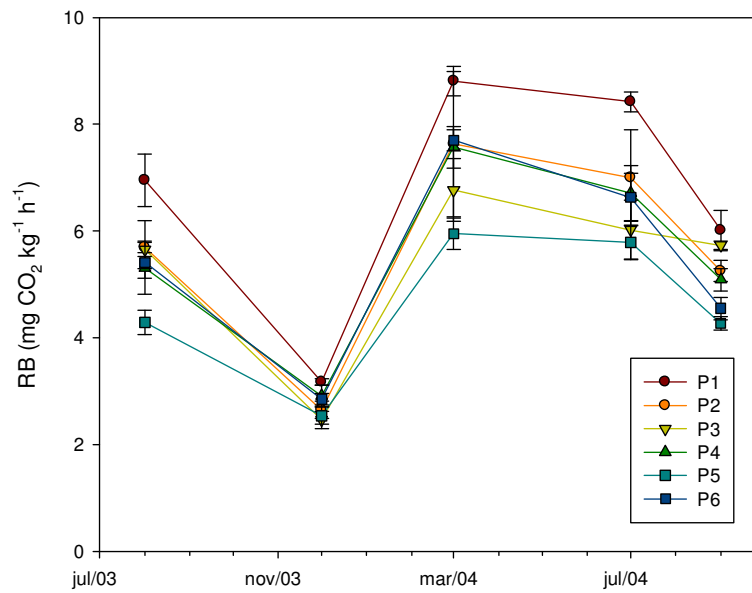


Figura 5.18. Variació anual de la respiració basal (RB). Valors mitjans i error estàndard.

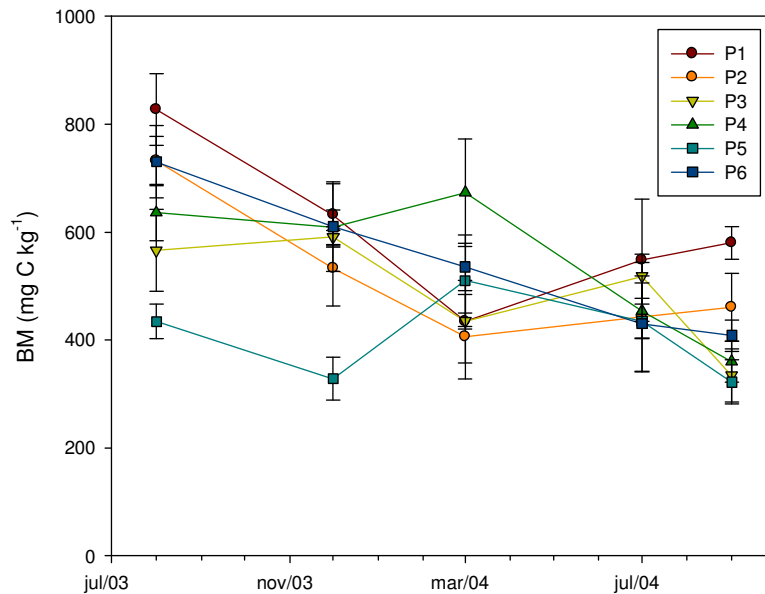


Figura 5.19. Variació anual de la biomassa microbiana (BM). Valors mitjans i error estàndard.

En el Pla de Sant Jordi l'activitat deshidrogenasa dels sòls regats amb aigües residuals tractades és significativament més elevada que a la parcel·la P5, regada amb aigua subterrània, però més baixa que la de la parcel·la P6, també regada amb aigua subterrània (Taula 5.8). La parcel·la P6 manté valors elevats d'aquesta activitat al llarg de tot el període d'estudi (Figura 5.20) a pesar de que es rega amb aigua subterrània amb alta salinitat (Taula 5.5) i que presenta valors elevats de conductivitat elèctrica en el sòl durant els mesos en que es rega (Figura 5.15). Això pot ser degut a la fertilització orgànica que es va realitzar en aquesta parcel·la abans de la sembra d'alfals, ja que una aportació de matèria orgànica pot incrementar l'activitat deshidrogenasa en sòls salinitzats (Liang *et al.*, 2005; Tejada *et al.*, 2006).

No obstant això, també s'ha de tenir en compte que hi agents reductors com el Cl⁻ que també estimulen l'activitat deshidrogenasa del sòl (Tabatabai, 1982) i que poden ser la causa de que el reg amb aigües amb elevada salinitat no causi una disminució d'aquesta activitat enzimàtica (García i Hernández, 1996). De fet, Friedel *et al.* (2000) obtenen una correlació positiva entre l'activitat deshidrogenasa i la conductivitat elèctrica en sòls regats amb aigües residuals durant diferents períodes de temps.

Taula 5.8. Anàlisi de la variància de dos factors (parcel·la i mostreig) per les activitats enzimàtiques del sòl.

	DH	GL	FA	AS	PR	UR
Parcel·la (P)						
P1	2,03 b	3,71 a	17,05 a	2,52 a	7,21 a	6,59 a
P2	2,16 b	1,85 e	16,56 a	2,24 b	6,45 bc	4,69 c
P3	2,10 b	2,57 c	13,90 b	1,95 c	6,85 ab	4,96 c
P4	1,88 c	3,01 b	12,52 c	2,23 b	6,68 abc	5,47 b
P5	1,69 d	2,08 d	8,54 d	1,11 d	3,57 d	2,95 d
P6	2,49 a	2,19 d	13,63 bc	1,81 c	6,08 c	4,62 c
Sig.	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Mostreig (M)						
M1	1,93 c	2,77 ab		1,65 d	5,72 b	5,58 a
M2	1,81 c	2,19 c	12,57 c	1,90 c	6,88 a	4,06 c
M3	1,91 c	2,33 c	13,53 ab	1,94 bc	6,47 a	4,79 b
M4	2,08 b	2,91 a	14,71 a	2,10 b	5,75 b	4,46 b
M5	2,54 a	2,63 b	13,99 ab	2,29 a	5,89 b	5,50 a
Sig.	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Interacció						
P x M	<0,001	<0,001	0,001	<0,001	<0,001	<0,001

DH: activitat deshidrogenasa, GL: activitat β -glucosidasa; FA: activitat fosfatasa alcalina; AS: activitat arilsulfatasa; PR: activitat BAA-proteasa; UR: activitat ureasa. Sig: Significació

L'activitat β -glucosidasa és major en els mesos que es rega que en els que no es rega. Els valors són més elevats a les parcel·les P1, P3 i P4, que es reguen amb aigües residuals tractades però la parcel·la P2, que també es rega amb aquest tipus d'aigua, és la que té una menor activitat β -glucosidasa (Taula 5.8; Figura 5.21). Aquest enzim està relacionat amb el cicle del carboni, concretament en la degradació de cel·lulosa, i la seva activitat és molt utilitzada com a indicador de la qualitat del sòl (Bandick i Dick, 1999; Turner *et al.*, 2002). S'ha vist que el reg amb aigües residuals a llarg termini incrementa l'activitat d'aquest enzim (Filip *et al.*, 1999; Chen *et al.*, 2008), però pareix esser que també és molt sensible a les variacions estacionals, concretament es pot veure afectada per les aportacions de carboni procedent del cultiu, com els exsudats de les arrels i les restes de cultiu (Debosz *et al.*, 1999).

El creixement actiu de l'alfals té lloc entre la primavera i l'inici de la tardor. Durant aquest període es fan 5 o 6 segades, aportant restes de cultiu en superfície que incrementen l'activitat β -glucosidasa (Dodori i Tabatabai, 2005). En canvi, durant l'hivern el creixement de l'alfals queda aturat. A més, la combinació entre reg i

pràctiques de conservació (reducció de conreada) també augmenta aquesta activitat (Acosta-Martínez *et al.*, 2003).

L'activitat fosfatasa alcalina és més alta a les parcel·les P1 i P2, seguides per P3, P6 i P4, mentre que és més baixa a P5 (Taula 5.8). S'ha vist que el reg amb aigües residuals tractades estimula aquesta activitat (Meli *et al.*, 2002; Brzezinska *et al.*, 2006; Chen *et al.*, 2008; Truu *et al.*, 2009) que, igual que la β -glucosidasa, és més elevada durant el període de reg (Taula 5.8; Figura 5.22). Les diferències entre parcel·les es poden atribuir a les diferents propietats fisicoquímiques dels sòls estudiats (Taula 5.6) ja que en general les fosfatasas presenten un alt percentatge d'estabilització en els col·loides del sòl (Dilly i Nannipieri, 2001; Taylor *et al.*, 2002). Aquests col·loides es veuen afavorits per alts continguts en matèria orgànica i minerals d'argila i per una alta estabilitat estructural (Knight i Dick, 2004), propietats que es donen en les parcel·les P1 i P2 (Taula 5.6).

Les activitats BAA-proteasa i ureasa estan relacionades amb el cicle del nitrogen i també varien al llarg del període d'estudi, tot i que amb comportaments diferents (Figures 5.23 i 5.24). Mentre que l'activitat BAA-proteasa és més elevada quan no es rega, és a dir, en els mostres de desembre de 2003 i març de 2004, la major activitat ureasa té lloc durant el període de reg (Taula 5.8).

Brzezinska *et al.* (2006) observen un increment de l'activitat ureasa en sòls regats amb aigües residuals, mentre que Chen *et al.* (2008) no observen cap efecte del reg amb aigües residuals tractades sobre les activitats enzimàtiques del cicle del nitrogen. No obstant això, se sap que la presència de substrat (urea o substrat ureic), juntament amb la demanda de nutrients per part dels microorganismes i la vegetació, augmenta l'activitat d'aquest enzim (Fernández *et al.*, 2009) i que la urea és un component important de les aigües residuals (Lew *et al.*, 2009), el que explica la major activitat d'aquest enzim durant el període de reg.

D'altra banda, la menor activitat BAA-proteasa durant aquest mateix període pot ser deguda a la possible inhibició d'aquesta activitat per matèria orgànica fresca en forma

de carbohidrats (Bonmatí *et al.*, 2009), que pot ser aportada tant amb l'aigua de reg (Chefetz *et al.*, 2006; Shon *et al.*, 2006), com amb les restes de cultiu (Dodor i Tabatabai, 2005).

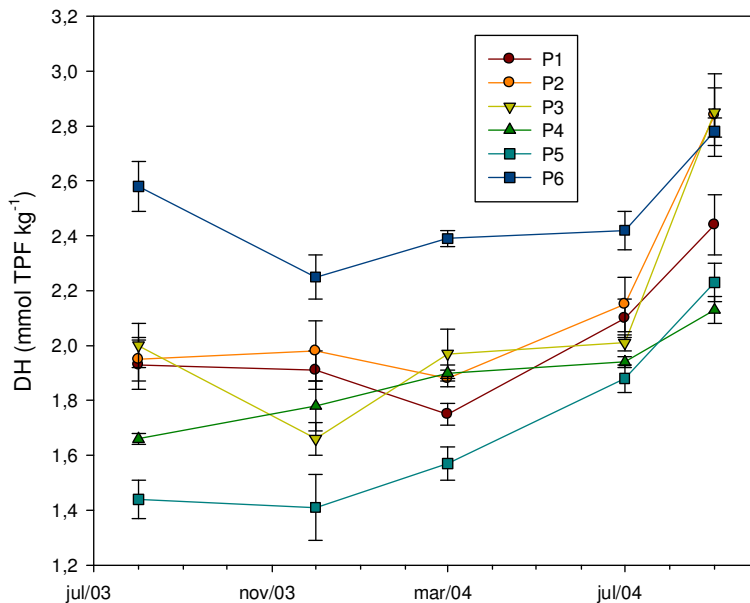


Figura 5.20. Variació anual de l'activitat deshidrogenasa (DH). Valors mitjans i error estàndard.

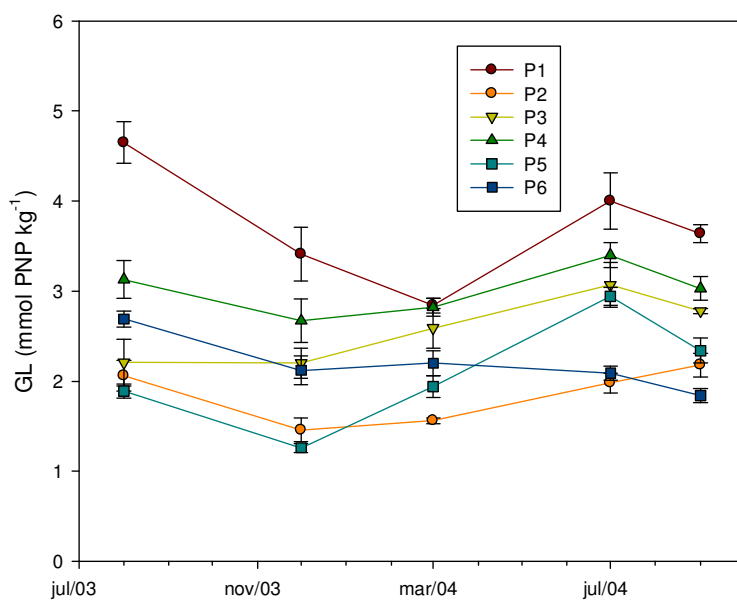


Figura 5.21. Variació anual de l'activitat β -glucosidasa (GL). Valors mitjans i error estàndard.

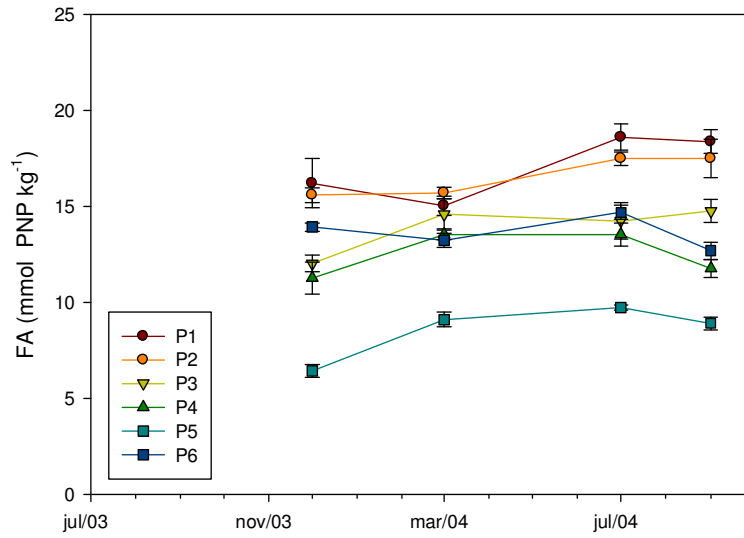


Figura 5.22. Variació anual de l'activitat fosfatasa alcalina (FA). Valors mitjans i error estàndard.

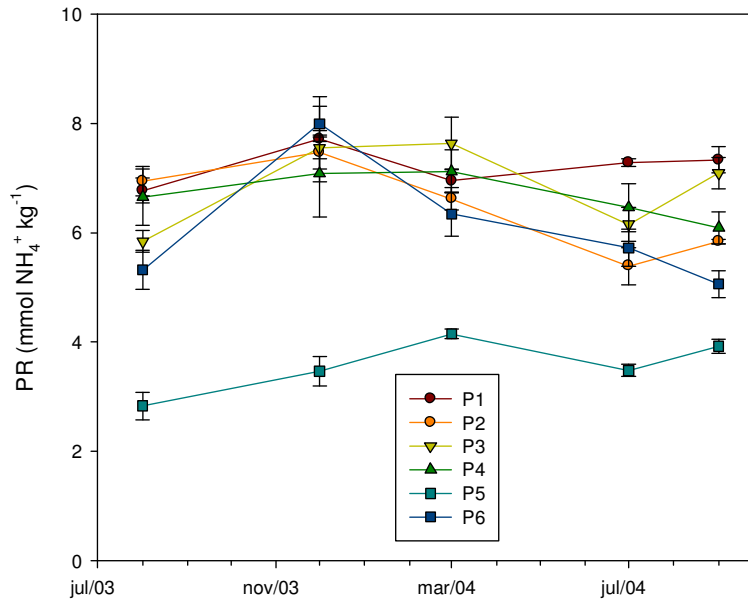


Figura 5.23. Variació anual de l'activitat BAA-proteasa (PR). Valors mitjans i error estàndard.

L'activitat arilsulfatasa està implicada en el cicle del sofre i és més elevada a les parcel·les P1, P2 i P4 (Taula 5.8). En general segueix una tendència a augmentar durant el període d'estudi, excepte a la parcel·la P6, on es redueix durant el període de reg (Figura 5.25). Aquesta reducció pot ser deguda a l'elevada conductivitat d'aquesta

parcel·la durant l'època de reg, que afecta negativament l'activitat arilsulfatasa (Rietz i Haynes, 2003). En canvi, el reg amb aigües residuals tractades sembla estimular l'activitat d'aquest enzim a llarg termini (Chen *et al.*, 2008).

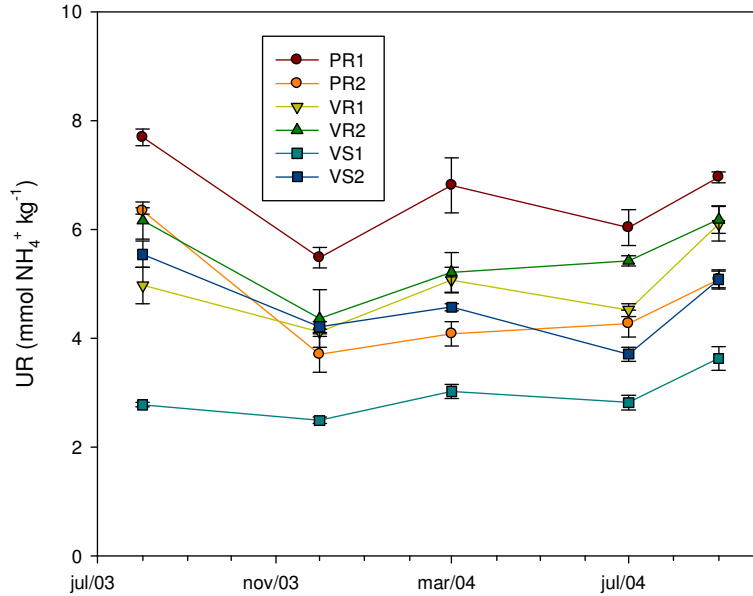


Figura 5.24. Variació anual de l'activitat ureasa (UR). Valors mitjans i error estàndard.

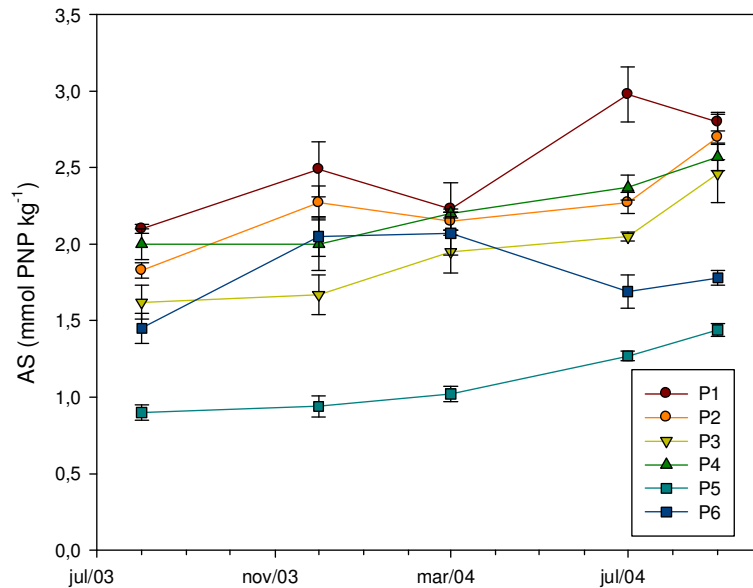


Figura 5.25. Variació anual de l'activitat arilsulfatasa (AS). Valors mitjans i error estàndard.

L'activitat arilsulfatasa també està molt relacionada amb el contingut en matèria orgànica (Deng i Tabatabai; Li i Sarah, 2003). De fet, les parcel·les amb major activitat són les que tenen més carboni orgànic total, excepte la parcel·la P6 (Taula 5.8). Això és perquè un alt percentatge d'aquest enzim està en forma abiòtica, immobilitzat en la matèria orgànica del sòl i en els complexos del sòl (Whalen i Warman, 1996; Klose *et al.*, 1999). Per aquest motiu els cultius com l'alfals, amb una alta densitat d'arrels que estableix l'estructura del sòl, afavoreixen l'activitat arilsulfatasa (Klose *et al.*, 1999).

5.2.3.5. Relacions entre paràmetres

El contingut en nitrats del sòl està positivament i altament correlacionat amb la conductivitat elèctrica de l'extracte 1:5, la biomassa microbiana i les activitats enzimàtiques β -glucosidasa, fosfatasa alcalina i ureasa (Taula 5.9). Això és per la tendència d'aquests paràmetres a augmentar durant els mesos d'estiu i disminuir durant els mesos d'hivern. També cal tenir en compte que l'addició de nitrogen augmenta les activitats fosfatasa alcalina i arilsulfatasa (Ajwa *et al.*, 1999). D'aquesta manera, l'alliberació del fòsfor de la matèria orgànica desencadenada per l'activitat fosfatasa alcalina permetria mantenir una relació N/P adient pel creixement, seguint un procés semblant al que es dona en ambients aquàtics (Margalef, 1983).

La conductivitat elèctrica de l'extracte 1:5 també està correlacionada positivament amb l'activitat deshidrogenasa del sòl ($r = 0,459$; $p < 0,001$) i negativament amb l'activitat BAA-proteasa ($r = -0,210$; $p < 0,05$). La correlació positiva entre la conductivitat elèctrica i l'activitat deshidrogenasa ha estat documentada per altres autors (Friedel *et al.*, 2000; Liu *et al.*, 2008) i es relaciona amb una estimulació d'aquest enzim causada pel Cl⁻ (Tabatabai, 1982). En canvi, la salinitat té un efecte negatiu sobre l'activitat BAA-proteasa (García i Hernández, 1996).

Taula 5.9. Matriu de correlacions de *Pearson* entre els paràmetres químics i biològics mesurats a diferents moments de l'any a sis parcel·les del Pla de Sant Jordi.

	N-NH ₄ ⁺	CE	COS	BM	RB	DH	GL	FA	UR	PR	AS
N-NO ₃ ⁻	0,222 *	0,423 ***	-0,006 -	0,391 ***	0,192 *	0,088 -	0,487 ***	0,329 **	0,539 ***	0,026 -	0,091 -
N-NH ₄ ⁺		0,096 -	0,046 -	0,177 -	-0,106 -	-0,075 -	-0,165 -	0,043 -	0,070 -	0,047 -	-0,185 *
CE			0,063 -	0,173 -	0,083 -	0,459 ***	0,033 -	0,144 -	0,113 -	-0,210 *	-0,157 -
COS				0,008 -	0,461 ***	0,255 **	-0,025 -	0,568 ***	0,162 -	0,135 -	0,282 **
BM					-0,003 -	-0,021 -	0,313 **	0,236 *	0,352 ***	0,328 ***	0,139 -
RB						0,166 -	0,366 ***	0,386 ***	0,379 ***	0,086 -	0,293 **
DH							0,126 -	0,480 ***	0,319 ***	0,182 *	0,456 ***
GL								0,410 ***	0,667 ***	0,332 ***	0,515 ***
FA									0,597 ***	0,607 ***	0,819 ***
UR										0,564 ***	0,644 ***
PR											0,662 ***

CE: conductivitat elèctrica de l'extracte 1:5; COS: carboni orgànic soluble; BM: biomassa microbiana; RB: respiració basal; DH: activitat deshidrogenasa; GL: activitat β-glucosidasa; FA: activitat fosfatasa alcalina; UR: activitat ureasa; PR: activitat BAA-proteasa; AS: activitat arilsulfatasa.

-, sense significació; correlació significativa a *p<0,05; **p<0,01; ***p<0,001.

El contingut en carboni orgànic soluble està altament i positivament correlacionat amb la respiració basal i l'activitat fosfatasa alcalina ($r = 0,461$ i $0,568$, respectivament; $p < 0,001$) i amb les activitats deshidrogenasa i arilsulfatasa ($r = 0,255$ i $0,282$, respectivament; $p < 0,01$). A més, en general els paràmetres biològics estan altament correlacionats entre si (Taula 5.9), el que ha estat observat per altres autors (Madejón *et al.*, 2007; Bausenwein *et al.*, 2008). Una excepció destacable és la manca de correlació de l'activitat deshidrogenasa amb la biomassa microbiana i l'activitat β -glucosidasa, que es pot explicar pel diferent comportament d'aquests paràmetres a la parcel·la P6 ja que, mentre que l'activitat deshidrogenasa augmenta al llarg del període d'estudi, la biomassa microbiana i l'activitat β -glucosidasa tendeixen a disminuir (Figures 5.18, 5.20 i 5.21).

5.2.4. Conclusions

Durant el període de reg el contingut en nitrats i la salinitat són clarament més elevats que durant el període sense reg, com a conseqüència de les aportacions de nitrogen inorgànic i sals mitjançant el reg. Si bé, després de les pluges de tardor els nivells d'ambdós paràmetres es redueixen a causa del rentat de nitrats i sals.

L'augment de la salinitat del sòl, considerat com un dels principals efectes negatius del reg amb aigües residuals tractades (Hamilton *et al.*, 2007), és inferior que el que s'obté mitjançant el reg amb les aigües subterrànies salinitzades presents a la zona d'estudi però, en qualsevol cas, no són apreciables les conseqüències sobre les característiques físiques del sòl.

La respiració basal és clarament més elevada en els mesos de primavera i estiu que durant l'hivern i està més relacionada amb el carboni orgànic soluble que amb la biomassa microbiana.

Altres paràmetres biològics, com les activitats β -glucosidasa i ureasa, presenten valors més elevats durant el període de reg, a causa de les aportacions de composts orgànics de carboni i nitrogen amb l'aigua de reg i amb les restes de cultiu.

La salinitat que té la parcel·la P6 durant el període de reg pot afectar negativament a la biomassa microbiana i les activitats β -glucosidasa, BAA-proteasa i arilsulfatasa mentre que sembla estimular l'activitat deshidrogenasa.

Les diferències entre les dues parcel·les regades amb aigües subterrànies, tant pel que fa a les propietats del sòl com a la qualitat de l'aigua de reg, dificulten que es puguin distingir els efectes del reg amb aigües residuals tractades dels del propi maneig de l'alfals, en relació als paràmetres biològics del sòl. No obstant això, no s'han observat efectes negatius atribuïbles al reg amb aigües residuals tractades.

6. CREIXEMENT VEGETAL I ACTIVITAT BIOLÒGICA DEL SÒL DESPRÉS DEL REG AMB AIGÜES RESIDUALS TRACTADES DE DIFERENT ORIGEN

6.1. ÚS DEL CULTIU HIDROPÒNIC PER A AVALUAR L'APORTACIÓ DE NUTRIENTS DE LES AIGÜES RESIDUALS TRACTADES

6.1.1. Introducció

La reutilització de les aigües residuals tractades per al reg de conreus ha estat àmpliament recomanada gràcies als seus beneficis ambientals, especialment en aquelles àrees amb problemes de manca d'aigua (Pereira *et al.*, 2002; Qadir *et al.*, 2007).

La composició química de les aigües residuals tractades depèn del seu origen i del tractament que han rebut. Les aigües procedents d'efluents de municipis no industrials que han rebut almenys un tractament secundari presenten generalment baixes concentracions de metalls pesants, les quals no causen efectes negatius en el creixement de la planta i a la salut pública (Crook, 1998). En canvi, aquestes aigües contenen sòlids en suspensió i sòlids orgànics i inorgànics dissolts (Pereira *et al.*, 2002). Els tractaments convencionals tenen una major eficiència en l'eliminació de la demanda biològica

d'oxigen (DBO) però una menor eficiència en l'eliminació de nitrogen i fòsfor total que les plantes de tractament per llacunatge (Muga i Mihencic, 2008).

Segons diversos autors, les aigües residuals tractades són aptes per al reg de blat i blat de moro (Hussain *et al.*, 1996; Vazquez-Montiel *et al.*, 1996), tot i que s'ha de tenir en compte la fertilitat del sòl.

Els cultius hidropònics s'han utilitzat àmpliament en estudis de nutrició vegetal (Alam *et al.*, 2001; Crowley *et al.*, 2002) perquè el medi radicular és homogeni (Le Bot, 1998) i les deficiències i toxicitats són més evidents que en cultius amb sòl (Ma *et al.*, 1997). D'altra banda, els cultius hidropònics poden ser útils per a l'eliminació de nutrients de les aigües residuals (Ghaly *et al.*, 2005). En assaigs realitzats per Snow i Ghaly (2008) s'observa com l'ordi crescut en cultiu hidropònic redueix significativament la contaminació per Pb en aigües residuals procedents d'aqüicultura.

En aquest estudi s'utilitza un cultiu hidropònic d'ordi per a avaluar la capacitat de fertilització de dos tipus d'aigües residuals tractades. S'estudia el creixement del cultiu i el seu contingut en nutrients i metalls pesants.

6.1.2. Material i mètodes

S'han utilitzat llavors d'ordi (*Hordeum vulgare* cv. County) que prèviament s'han fet germinar dins alvèols amb vermiculita en una bancal de germinació. Una vegada germinades s'han regat amb solució nutritiva *Hoagland* al 50%.

Les plàntules d'una setmana s'han trasplantat dins recipients de polietilè de 4 L de capacitat amb aireig continu, que s'han omplert amb tres tipus d'aigua: solució nutritiva *Hoagland* al 50% (SN; Hoagland i Arnon, 1950), aigua residual tractada procedent d'una planta de tractament convencional (ARC) i aigua residual tractada procedent de la llacuna de maduració del campus de la Universitat de les Illes Balears (ARL). Les característiques de l'aigua utilitzada es mostren a la Taula 6.1. S'han trasplantat cinc plàntules d'ordi a cada recipient, a les que prèviament s'ha netejat el sistema radicular

amb aigua destil·lada. Dues setmanes després del trasplantament s'han eliminat dues plantes, deixant-ne tres per recipient. S'han realitzat quatre rèpliques per cada tractament.

Taula 6.1. Composició química de l'aigua de reg. Valors mitjans i rangs entre parèntesis.

	SN	ARC	ARL
CE 25 °C (dS m ⁻¹)	1,15	1,54 (1,50 – 1,60)	1,00 (0,91 – 1,11)
pH	6,2	8,0 (7,9 – 8,1)	9,3 (8,9 – 9,6)
SS (mg L ⁻¹)	0	46 (28 – 64)	115 (82 – 140)
N-NO ₃ ²⁻ (mg L ⁻¹)	113	3 (0,2 – 10)	0,2 (0,0 – 0,6)
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	14	16 (12 – 18)	3 (1 – 6)
P (mg L ⁻¹)	31,0	2,4 (1,9 – 2,8)	0,9 (0,7 – 1,2)
K (mg L ⁻¹)	197	16 (15 – 18)	12 (11 – 13)
Ca (mg L ⁻¹)	60	39 (31 – 50)	24 (21 – 29)
Mg (mg L ⁻¹)	28	12 (11 – 12)	13 (12 – 14)
Na (mg L ⁻¹)	0	90 (85 – 96)	57 (53 – 64)

CE: conductivitat elèctrica; SS: sòlids en suspensió; SN: solució nutritiva Hoagland al 50%; ARC: aigua residual tractada procedent d'una planta de tractament convencional; ARL: aigua residual tractada procedent d'una llacuna de depuració.

Setmanalment s'ha recollit aigua residual tractada (ARC i ARL) a les corresponents estacions depuradores, s'ha preparat la solució nutritiva (SN) a partir d'aigua destil·lada i s'ha canviat l'aigua del cultiu hidropònic en els tres tractaments. Si el volum de la solució s'ha reduït molt durant la setmana s'ha afegit aigua destil·lada, a fi de mantenir els recipients plens sense afegir nutrients.

L'experiència s'ha dut a terme dins hivernacle, en dos cultius diferents. El primer cultiu s'ha iniciat dia 24 de març de 2006, amb el trasplantament de les plàntules en els recipients, i el segon, dia 12 d'abril. En ambdós casos s'han deixat créixer les plantes durant quatre setmanes.

Passat aquest temps s'han mostrejat les plantes, separant les arrels de la part aèria. Les arrels s'han netejat amb aigua destil·lada. El material vegetal s'ha assecat durant tres dies en una estufa a 60 °C i a continuació s'ha mesurat el pes sec.

Les mostres vegetals s'han polvoritzat i s'han mesurat el continguts en N, P, K, Ca, Mg, Na i Fe en arrels i part aèria, a més del contingut en Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, i Zn de la part aèria. El N s'ha determinat mitjançant el mètode *Kjeldahl*, mentre que per la resta

d'elements s'ha incinerat 1 g de mostra en una mufla a 550 °C durant 3 h i les cendres s'han dissolt en 5 ml d'àcid nítric al 25% i 50 ml d'aigua purificada mitjançant el sistema *milli-Q*. Després d'agitar enèrgicament i de deixar reposar durant uns 30 min, s'ha filtrat el sobrenedant a través de 0,45 µm i s'ha mesurat en un espectrofotòmetre d'emissió òptica 5300 DV de *Perkin Elmer*.

Totes les dades s'han analitzat estadísticament utilitzant el programa SPSS 15.0 per a *Windows*. Les mitjanes s'han separat amb un nivell de significació del 95% utilitzant una ANOVA d'una via.

6.1.3. Resultats i discussió

La concentració de nitrogen inorgànic a les aigües residuals tractades en comparació amb la solució nutritiva és d'un 15% en el cas del tractament ARC i de tan sols 3,2% en el tractament ARL. Si bé, mentre que amb la solució nutritiva la major part del nitrogen inorgànic es troba en forma de nitrats, a les aigües residuals tractades predomina el nitrogen amoniacal que, en el cas de ARC, és superior al de la solució nutritiva.

Les aigües residuals tractades també contenen menys P i K que la solució nutritiva. Les concentracions dels dos elements són més elevades a ARC que a ARL.

Les concentracions de Ca i Mg també són inferiors a les aigües residuals tractades, però les diferències amb la solució nutritiva no són tan pronunciades com en el cas de N, P i K. En canvi, la concentració de Na és major a ARC, seguida de ARL, mentre a SN la concentració d'aquest element és inapreciable (Taula 6.1). Una altra característica diferencial de les aigües residuals tractades, en comparació amb SN, és la presència de sòlids en suspensió, que és més important a ARL. Els sòlids en suspensió de les aigües procedents de llacunatge estan relacionats amb altes concentracions d'algues unicel·lulars a l'efluent final (Kaya *et al.*, 2007). A més, els valors de pH són més elevats a les aigües residuals, assolint un valor major de 9 a ARL.

La solució nutritiva *Hoagland* al 50% (SN) es considera una fórmula completa amb tots els nutrients requerits per les plantes i s'ha recomanat el seu ús en sistemes hidropònics (Spomer *et al.*, 1997). Segons Hooper *et al.* (1997), la seva fórmula satisfà les necessitats de l'ordi.

Ingestad i Agren (1995) consideren que les propietats de les plantes crescudes en condicions òptimes es poden utilitzar com a valors de referència i que qualsevol desviació d'aquests valors és una mesura de limitació o excés de recursos. En aquest sentit, el tractament amb SN presenta la màxima producció (Figura 6.1). El tractament ARC produeix un 48% de la part aèria i un 52% de les arrels. La producció de ARL és encara inferior, de 16% de part aèria i 22% d'arrels en comparació amb el tractament SN. L'escassa biomassa produïda per ARL s'ha associat amb la reduïda aportació de nutrients en forma inorgànica en aquest tractament, menor que SN i ARC, i a l'elevat pH de l'aigua que pot induir a deficiències en alguns elements com el Fe (Kopittke i Menzies, 2004).

La relació part aèria: part subterrània és major en els tractament amb SN i ARC que en el tractament amb ARL. L'aportació de N, molt major a SN, incrementa el creixement de la part aèria, augmentant aquesta relació (Gastal i Lemaire, 2002). En canvi, quan els nutrients són limitants, com és el cas del tractament ARL, s'afavoreix el creixement de les arrels en relació amb el de la part aèria (Le Bot, 1998).

Pel que fa a l'anàlisi del contingut mineral del material vegetal els majors continguts en N a fulles i arrels es donen en el tractament cultivat en SN. Ara bé, el contingut en N a fulles és major en el tractament ARL que en el ARC (Taula 6.2), a pesar que la producció és major en el ARC (Figura 6.1). Aquest fet és atribuïble a l'efecte de concentració / dilució, ja que les plantes del tractament ARC acumulen més N que les del tractament ARL, però les de ARL presenten una menor producció de biomassa seca (Fonseca *et al.*, 2005). L'efecte de concentració causat pel menor creixement del tractament ARL s'observa per gairebé tots els elements estudiats, tant a part aèria com a arrels, tot i que no sempre amb diferències significatives respecte als altres tractaments. Els únics elements que presenten la menor concentració en el tractament amb menor

producció són el Fe i el Zn (Taulas 6.2 i 6.3), la disponibilitat dels quals es veu disminuïda per l'elevat pH de l'aigua (Kopittke i Menzies, 2004).

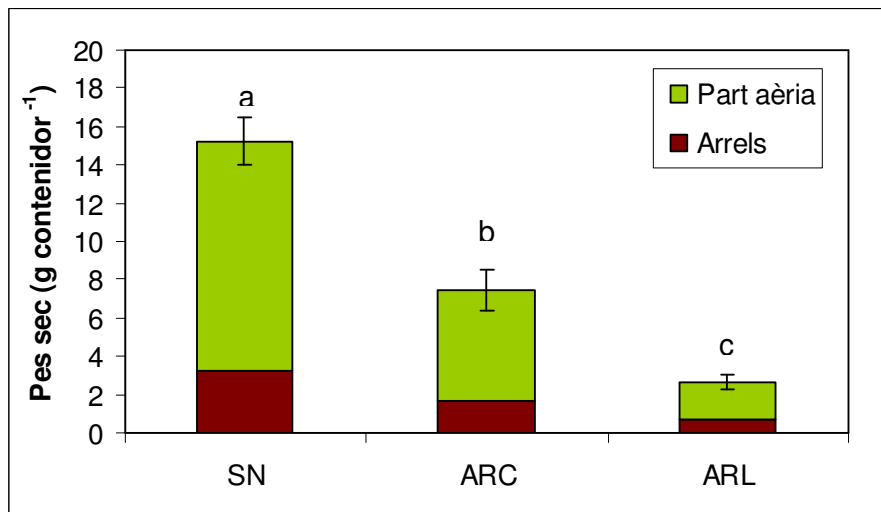


Figura 6.1. Biomassa seca de la part aèria i les arrels per a cada tractament (SN: solució nutritiva Hoagland al 50%; ARC: aigua residual tractada procedent d'una planta de tractament convencional; ARL: aigua residual tractada procedent d'una llacuna de depuració). La mitjana s'ha fet comptant els dos cultius hidropònics (N=8). Les barres d'error representen l'error estàndard del total del pes sec. Les lletres representen agrupacions de mitjanes per biomassa total (part aèria + arrels) segons el test de *Tukey* $p < 0,05$.

Els valors de contingut en P a part aèria són elevats si es comparen amb els obtinguts per Soon (1988) en fulles d'ordi de la mateixa edat cultivat en condicions de camp, que estan al voltant de 3 g kg^{-1} . Ara bé, en tots els tractaments els valors de P es troben per davall dels nivells crítics calculats per Bolland i Brennan (2005) per a ordi de 30 dies ($10,9 \text{ g kg}^{-1}$). El major contingut en P de la part aèria de ARL es pot atribuir a una baixa relació N:P a l'aigua, ja que el N és limitant (Güsewell, 2004).

Els valors de contingut en K a part aèria estan per damunt dels nivells observats en condicions de camp (Soon, 1988). El major contingut en K s'ha donat a part aèria i arrels d'ordi crescut en SN degut a un consum de luxe (Taula 6.2 i 6.3).

Taula 6.2. Contingut mineral de la part aèria de tres tractaments en ambdós cultius. Valors mitjans \pm error estàndard.

Nutrient	SN	ARC	ARL
N (g kg ⁻¹)	41,1 \pm 1,3a	24,4 \pm 2,7b	31,4 \pm 2,4b
P (g kg ⁻¹)	5,9 \pm 0,6ab	4,0 \pm 0,5b	8,1 \pm 1,3a
K (g kg ⁻¹)	55,3 \pm 6,2a	29,3 \pm 2,9b	35,8 \pm 4,6b
Ca (g kg ⁻¹)	3,0 \pm 0,4c	5,2 \pm 0,5b	7,0 \pm 0,6a
Mg (g kg ⁻¹)	1,7 \pm 0,2b	1,7 \pm 0,2b	3,4 \pm 0,5a
Na (g kg ⁻¹)	0,2 \pm 0,0b	8,7 \pm 0,7a	9,2 \pm 0,7a
Fe (mg kg ⁻¹)	47,5 \pm 4,6a	43,0 \pm 3,6ab	30,3 \pm 2,2b
Cd (mg kg ⁻¹)	0,04 \pm 0,01a	0,01 \pm 0,00b	0,03 \pm 0,01b
Cr (mg kg ⁻¹)	0,42 \pm 0,03b	0,91 \pm 0,11a	1,09 \pm 0,15a
Cu (mg kg ⁻¹)	7,1 \pm 0,5	4,4 \pm 1,2	4,8 \pm 0,8
Mn (mg kg ⁻¹)	32,6 \pm 2,2a	12,3 \pm 2,6b	24,6 \pm 1,9a
Ni (mg kg ⁻¹)	0,12 \pm 0,02c	0,57 \pm 0,05a	0,32 \pm 0,01b
Pb (mg kg ⁻¹)	0,12 \pm 0,04	0,24 \pm 0,06	0,13 \pm 0,03
Zn (mg kg ⁻¹)	27,6 \pm 1,6	33,7 \pm 7,0	20,9 \pm 3,2

SN: solució nutritiva *Hoagland* al 50%; ARC: aigua residual tractada procedent d'una planta de tractament convencional; ARL: aigua residual tractada procedent d'una llacuna de depuració. A cada fila els valors seguits per diferents lletres es diferencien estadísticament (test de *Tukey*, $p < 0.05$).

Taula 6.3. Contingut mineral de les arrels en els tres tractaments per ambdós cultius. Valors mitjans \pm error estàndard.

Nutrient	SN	ARC	ARL
N (g kg ⁻¹)	36,5 \pm 1,1a	24,7 \pm 1,7c	31,2 \pm 0,8b
P (g kg ⁻¹)	6,7 \pm 0,7	4,8 \pm 0,4	5,7 \pm 0,7
K (g kg ⁻¹)	42,1 \pm 4,6a	21,2 \pm 2,6b	21,4 \pm 3,2b
Ca (g kg ⁻¹)	2,8 \pm 0,3b	5,7 \pm 1,1a	3,3 \pm 0,3ab
Mg (g kg ⁻¹)	1,6 \pm 0,1	2,2 \pm 0,2	1,7 \pm 0,2
Na (g kg ⁻¹)	0,4 \pm 0,1c	11,6 \pm 0,7a	6,5 \pm 0,6b
Fe (mg kg ⁻¹)	136,3 \pm 19,1a	178,8 \pm 29,9ab	61,0 \pm 4,2b

SN: solució nutritiva *Hoagland* al 50%; ARC: aigua residual tractada procedent d'una planta de tractament convencional; ARL: aigua residual tractada procedent d'una llacuna de depuració. A cada fila els valors seguits per diferents lletres es diferencien estadísticament (test de *Tukey*, $p < 0.05$).

Les plantes crescudes en aigües residuals tractades (ARC i ARL) es diferencien significativament de les crescudes en SN en el contingut en Na a fulles i arrels (Taules 6.2 i 6.3). Això és degut a una major concentració de Na en aquestes aigües (Taula 6.1). El contingut en Ca en fulles també és més elevat en els tractaments amb aigües residuals tractades, a pesar de que la concentració de Ca en aquestes aigües és menor que en la SN. Aquest increment en el contingut en Ca pot estar relacionat amb la presència de Na a les aigües residuals tractades, ja que el Ca juga un paper important en la tolerància a la salinitat (Liu i Zhu, 1998). No obstant això, la salinitat de les aigües residuals tractades

(Taula 6.1) no és suficient per a produir estrés salí a plantes d'ordi, ja que l'umbral es troba en $5,3 \text{ dS m}^{-1}$ (Porta *et al.*, 2003).

El contingut en metalls pesants dels tres tractaments està per davall dels valors crítics de toxicitat per a l'ordi (Davis *et al.*, 1978; Macnicol i Beckett, 1985). El contingut en Mn a les plantes crescudes amb ARC és significativament inferior a l'obtingut en els tractament SN i ARL i està en el rang crític de deficiència en Mn de $10\text{-}20 \text{ mg kg}^{-1}$ (Husted *et al.*, 2005). En canvi, els continguts en Cr i Ni són significativament més elevats a les plantes dels tractaments amb ARC i ARL que en les del tractament SN. No hi ha diferències entre tractaments per als continguts en Cu, Pb i Zn (Taula 6.2).

6.1.4. Conclusions

L'aigua residual tractada de manera convencional té un major contingut en nutrients que l'aigua residual tractada amb un sistema de llacunatge; no obstant això, el contingut en nutrients dels dos tipus d'aigües residuals no és suficient per a mantenir una productivitat d'ordi elevada en condicions d'hidroponia, essent el nitrogen el principal nutrient limitant d'aquestes aigües.

L'elevat pH de l'aigua residual tractada procedent de llacunatge influeix negativament en la disponibilitat d'alguns elements com el Fe i el Zn, el que pot limitar el creixement de les plantes en les condicions d'aquests assaig.

L'aigua residual tractada no produeix cap efecte negatiu en relació a l'acumulació de metalls pesants en fulles d'ordi. Independentment del tractament rebut, les aigües residuals tractades són un recurs hídric interessant, tot i que és necessari una fertilització addicional si es volen utilitzar en condicions d'hidroponia.

6.2. EFECTE DEL REG AMB AIGÜES RESIDUALS TRACTADES SOBRE EL CREIXEMENT DE LA PLANTA I L'ACTIVITAT BIOLÒGICA DE TRES TIPOLOGIES DE SÒL

6.2.1. Introducció

Els recursos hídrics estan disminuint en molts de països per diferents motius, com un augment en el consum, una contaminació continuada i el canvi climàtic, que tendeix cap a variacions estacionals més extremes, produint sequeres més dures a les estacions seques i més inundacions a les estacions humides (Angelakis i Bontoux, 2001). La utilització de les aigües residuals per al reg pot disminuir la pressió sobre els altres recursos hídrics (Toze, 2006) i, degut al seu contingut en nutrients, també pot reduir els requeriments de fertilitzants (Angelakis *et al.*, 1999).

Per aquests motius les aigües residuals, tractades o no, han estat utilitzades per al reg en alguns països àrids i semiàrids. Els estudis previs, realitzats en àrees que s'han regat amb aigües residuals durant llargs períodes de temps, han demostrat una estimulació de l'activitat biològica del sòl i del reciclatge de nutrients (Filip *et al.*, 1999; Speir, 2002; Chen *et al.*, 2008) degut a l'entrada de matèria orgànica fàcilment degradable i de nutrients (Chakrabarti, 1995; Friedel *et al.*, 2000). Aquest ús de les aigües residuals, en funció de la seva composició, pot augmentar l'acumulació de metalls pesants (Ortega-Larrocea *et al.*, 2001; Mireles *et al.*, 2004; Lucho-Constantino *et al.*, 2005), i la salinitat del sòl (Qian i Mecham, 2005; Al-Zu'bi, 2007). Ara bé, un adequat tractament d'aquestes aigües residuals pot reduir el contingut en metalls pesants (Charentanvarak, 1999; Brown *et al.*, 2000; Rae i Gibb, 2003; Lesage *et al.*, 2007), microorganismes patògens (Zhang i Farahbakhsh, 2007; Reinoso *et al.*, 2008) i constituents orgànics i minerals (Mujeriego i Asano, 1999; Toze, 2006; Muga i Mihelcic, 2008).

Els diferents sistemes de tractament produeixen aigües amb diferents propietats: les plantes de tractament convencionals permeten una alta eficiència d'eliminació de la demanda biològica d'oxigen (DBO) però una baixa eficiència d'eliminació de nitrogen i fòsfor total, en comparació amb les plantes de tractament per llacunatge (Muga i

Mihelcic, 2008). En canvi, la principal limitació del tractament amb aigües residuals per llacunatge és l'alt nivell de sòlids en suspensió a l'efluent final, associat amb l'alta concentració d'algues a les llacunes (Kaya *et al.*, 2007).

La resposta del sòl al reg amb aigües residuals tractades depèn de les seves característiques físiques, químiques i biològiques (Barton *et al.*, 2005). Per exemple, el contingut en matèria orgànica i minerals d'argila pot afectar a la capacitat de retenció de nutrients (Byron i Pilgrimage, 1996), i a l'activitat biològica del sòl (Acosta-Martínez *et al.*, 2007).

Tant la biomassa microbiana com la respiració basal i les activitats enzimàtiques del sòl són paràmetres molt utilitzats en estudis d'activitat biològica del sòl (Bardgett *et al.*, 1999; Margesin *et al.*, 2000; Moscatelli *et al.*, 2005), i freqüentment són considerats indicadors de la qualitat del sòl (Dick, 1994; Wick *et al.*, 1998; Bandick i Dick, 1999). Els efectes sobre l'activitat biològica del sòl de moltes pràctiques de maneig agrícola, com el tipus de llaurada i les aportacions de matèria orgànica, han estat ben estudiades (Debosz *et al.*, 1999; Marcote *et al.*, 2001; Riffaldi *et al.*, 2002; Roldán *et al.*, 2005) però els efectes causats pel reg amb aigües residuals tractades en diferents tipologies de sòls no estan tan clars (Meli *et al.*, 2002; Mandal *et al.*, 2008).

En aquest estudi es compara el reg amb dos tipus d'aigües residuals tractades en tres tipologies de sòl contrastades típiques de Mallorca. S'avalua l'efecte sobre el creixement vegetal i l'activitat biològica de cada tipus de sòl per a determinar la viabilitat de la utilització d'aquestes aigües com a font d'aigua de reg.

6.2.2. Material i mètodes

6.2.2.1. Disseny experimental

En un experiment en contenidors es comparen tres sòls agrícoles amb diferents propietats físiques i químiques: un Luvisòl (cròmic), un Regosòl (calcàric) i un Arenosòl (calcàric). S'agafa terra de la capa llaurable (0-20 cm) de tres parcel·les no

regades de Mallorca (ETRS89 31S; 517987E, 4360657N; 498620E, 4382266N; 500052E, 4354952N, respectivament). Els paràmetres físics i químics principals de les tres capes llaurables es mostren a la Taula 6.4.

Taula 6.4. Característiques físiques i químiques de la capa llaurable dels sòls estudiats.

Paràmetre	Luvisòl	Regosòl	Arenosòl
Arenes (g kg ⁻¹)	78	209	817
Llims (g kg ⁻¹)	614	559	95
Argiles (g kg ⁻¹)	308	231	87
COT (g kg ⁻¹)	16,1	8,9	11,1
CCE (g kg ⁻¹)	0	445	847
pH	8,1	8,4	8,5
N (g kg ⁻¹)	1,59	0,87	0,78
C/N	10,1	10,2	14,2
P Olsen (mg kg ⁻¹)	24,7	35,2	26,4
P total (mg kg ⁻¹)	472	1235	806
CIC (cmol kg ⁻¹)	18,7	13,9	4,2
K disponible (mg kg ⁻¹)	46,2	49,4	19,8
K total (g kg ⁻¹)	16,6	9,9	2,7
Ca (g kg ⁻¹)	9	208	341
Mg (g kg ⁻¹)	5,8	10,9	16,5
Na (g kg ⁻¹)	0,52	0,41	1,28
Cd (mg kg ⁻¹)	0,46	0,45	0,24
Cr (mg kg ⁻¹)	71,4	33,4	14,5
Cu (mg kg ⁻¹)	27,3	30,4	6,5
Fe (g kg ⁻¹)	38,3	17,1	5,7
Mn (mg kg ⁻¹)	851	474	168
Ni (mg kg ⁻¹)	38,6	22,1	5,7
Pb (mg kg ⁻¹)	24,9	15,1	4,7
Zn (mg kg ⁻¹)	87,3	57,6	21,2

COT: Carboni orgànic total; CCE: carbonat de calci equivalent; CIC: Capacitat d'intercanvi catiònic.

La terra recollida a la capa llaurable de cada una de les tipologies de sòl s'ha tamisat amb un tamís de 5 mm, s'ha mesclat amb perleta (relació sòl:perleta, 2:1) i s'ha introduït en 96 contenidors de polietilè de 2 L de capacitat (16 cm de diàmetre i 15 cm d'altura), 32 contenidors per a cada tipologia de sòl. La meitat dels contenidors (16 per a cada sòl) s'ha sembrat amb 10 llavors d'ordi (*Hordeum vulgare* cv. County), mentre que l'altra meitat s'ha deixat sense sembrar. Dues setmanes després de la germinació de les llavors s'ha reduït el nombre de plantes de cada contenidor a 8 a fi de mantenir la uniformitat a tots els tractaments. Damunt el sòl s'ha col·locat una capa de 1,5 cm de perleta per prevenir el creixement d'algues i les pèrdues de sòl per vent o per impacte de les gotes de pluja i per reduir l'evaporació directa.

S'han avaluat quatre tractaments d'aigua de reg tant en els sòls sembrats com en els no sembrats (Taula 6.5): aigua destil·lada (AD), solució nutritiva *Hoagland 50%* (SN), aigua residual tractada procedent d'una planta de tractament convencional (ARC) i aigua residual tractada procedent d'un sistema de llacunatge (ARL). El tractament d'aigua destil·lada s'ha utilitzat com a control, sense addició de nutrients, mentre que el tractament amb solució nutritiva s'ha utilitzat com a control amb una aportació de nutrients completa. S'han realitzat quatre rèpliques per cada un dels 24 assajos diferents.

Els contenidors s'han regat cada dos dies, amb un volum determinat a partir dels requeriments del tractament SN, que és el que s'espera que produeixi més i, per tant, que presenti una major taxa d'evapotranspiració. Els contenidors s'han pesat abans del reg per a estimar les pèrdues d'aigua i el pes s'ha comparat amb el pes inicial a capacitat de camp. El volum total d'aigua aportada durant l'experiment ha estat de 5,8 L en els contenidors sembrats i 3,0 L en els contenidors no sembrats.

Taula 6.5. Composició química de l'aigua de reg

	SN	ARC	ARL
CE 25 °C (dS m ⁻¹)	1,15	1,54 (1,50 – 1,60)	1,00 (0,91 – 1,11)
pH	5,1	8,0 (7,9 – 8,1)	9,3 (8,9 – 9,6)
SS (mg L ⁻¹)	0	46 (28 – 64)	115 (82 – 140)
COT (mg L ⁻¹)	0	14 (12 – 16)	17 (15 – 19)
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	113	3 (0,2 – 10)	0,2 (0,0 – 0,6)
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	14	16 (12 – 18)	3 (1 – 6)
P (mg L ⁻¹)	31,0	2,4 (1,9 – 2,8)	0,9 (0,7 – 1,2)
K (mg L ⁻¹)	197	16 (15 – 18)	12 (11 – 13)
Ca (mg L ⁻¹)	60	39 (31 – 50)	24 (21 – 29)
Mg (mg L ⁻¹)	28	12 (11 – 12)	13 (12 – 14)
Na (mg L ⁻¹)	0	90 (85 – 96)	57 (53 – 64)

CE, conductivitat elèctrica; SS, sòlids en suspensió; COT, carboni orgànic total; SN, solució nutritiva *Hoagland 50%*; ARC, aigua residual tractada procedent d'una depuradora convencional; ARL, aigua residual tractada procedent de llacunatge.

L'assaig s'ha dut a terme durant 9 setmanes, de dia 21 de febrer de 2006, quan s'han sembrat les llavors d'ordi, fins dia 26 d'abril del mateix any, quan l'ordi s'ha segat i s'ha mostrejat el sòl. Les condicions ambientals recollides al llarg del període d'estudi s'han detallat a la Taula 6.6.

Al final de l'assaig, s'ha recollit la part aèria de l'ordi i s'ha mostrejat la terra dels contenidors sembrats i no sembrats, que s'ha tamisat (< 2 mm) i s'ha conservat a 4 °C. La biomassa microbiana, la respiració basal i els continguts en nitrat i amoni s'han mesurat immediatament, mentre que el carboni orgànic soluble i les activitats enzimàtiques deshidrogenasa, β-glucosidasa i fosfatasa alcalina s'han analitzat a partir de les mostres conservades a 4 °C.

Taula 6.6. Condicions ambientals durant l'experiment. Valors mitjans setmanals per les temperatures màximes i mínimes (Tmax i T min), la radiació global (RG) i la radiació difusa (RD) i valors totals setmanals per a la precipitació (P).

Setmana	Tmax (°C)	Tmin (°C)	RG (Wm ⁻²)	RD (Wm ⁻²)	P (mm)
13-02/19-02	16,4	6,8	1311	490	0
20-02/26-02	13,0	4,0	810	457	60,2
27-02/5-03	14,3	5,3	1137	573	26,7
6-03/12-03	19,0	7,2	1728	525	0
13-03/19-03	15,9	5,8	1533	629	0
20-03/26-03	19,9	6,9	1767	515	5
27-03/2-04	22,7	8,6	2091	693	0
3-04/9-04	23,4	8,7	2165	725	0
10-04/16-04	21,3	8,8	1921	855	2,2
17-04/23-04	21,7	11,1	1823	964	15
24-04/30-04	22,9	12,9	2245	1020	0

6.2.2.2. Anàlisi de material vegetal

La part aèria de l'ordi recollida a cada contenidor s'ha assecat a 60 °C i pesat per mesurar la producció del cultiu (PC). Les mostres vegetals s'han polvoritzat i passat per un tamís de 1 mm.

S'ha mesurat el contingut mineral (N, P, K, Ca, Mg, Na i Fe) i de metalls pesants (Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb i Zn). El contingut en nitrogen s'ha analitzat mitjançant el mètode *Kjeldahl* i per a determinar els nivells de la resta d'elements s'ha incinerat 1 g de mostra a 550 °C durant 3 h i s'ha dissolt en 5 ml d'àcid nítric 25% i 50 ml d'aigua destil·lada. La solució, després d'haver-se mesclat i deixat reposar durant 30 min, s'ha filtrat a través d'un filtre de 0,45 µm de diàmetre de porus i analitzat amb un espectrofotòmetre d'emissió òptica 5300 DV de *Perkin Elmer*.

6.2.2.3. Anàlisis químiques i biològiques de sòl

El nitrogen inorgànic (N-NO_3^- i N-NH_4^+) s'ha extret agitant 10 g de sòl en 50 ml de KCl 2 M durant 2 h (Keeney i Nelson, 1982). L'extracte s'ha filtrat ($<0,45 \mu\text{m}$ de diàmetre de porus) i analitzat mitjançant un analitzador d'injecció de flux de *Lachat*. El carboni orgànic soluble s'ha mesurat després d'agitar 8 g de sòl en 40 ml d'aigua destil·lada (sòl:aigua; 1:5) durant 30 min en un agitador horitzontal. La suspensió s'ha centrifugat (3000 rpm, 10 min) i l'extracte s'ha filtrat ($<0,45 \mu\text{m}$ de diàmetre de porus), després s'ha mesurat la concentració de carboni de l'extracte mitjançant un analitzador de carboni total *Shimadzu 5000A*.

La biomassa microbiana s'ha determinat utilitzant el procediment de fumigació – extracció (Vance *et al.*, 1987). La respiració basal s'ha estimat per incubació d'una mostra de sòl durant 72 h a la fosca en flascons tancats hermèticament que contenen una solució d'hidròxid de sodi 1 M (Alef, 1998), mentre que les activitats enzimàtiques s'han determinat mitjançant les metodologies descrites per Tabatabai (1982).

6.2.2.4. Anàlisi estadística

Les anàlisis estadístiques s'han dut a terme a través del programa SPSS 15.0 per a *Windows*. S'han avaluat els efectes de la tipologia de sòl i l'aigua de reg sobre la producció de biomassa i el contingut mineral mitjançant una anàlisi de la variància (ANOVA de dues vies) utilitzant el procediment de model lineal general. Per a avaluar els efectes de la tipologia de sòl, l'aigua de reg i la presència de planta sobre les propietats químiques i biològiques del sòl s'ha utilitzat una anàlisi de la variància de tres vies. Per a les comparacions, les mitjanes s'han separat mitjançant el test de *Tukey* ($p < 0,05$). També s'ha realitzat una anàlisi de correlacions de *Pearson* entre els paràmetres estudiats per als sòls sembrats i els no sembrats.

6.2.3. Resultats i discussió

6.2.3.1. Efectes del tipus de sòl i del tractament d'aigua de reg en la producció i el contingut mineral de la biomassa aèria de l'ordi

La tipologia de sòl té un efecte significatiu sobre la producció de biomassa (ANOVA dues vies, $p < 0,001$). La Taula 6.7 mostra que l'Arenosòl és la tipologia més productiva, seguida del Luvisòl i el Regosòl. Si bé, la producció de biomassa depèn més de l'aigua de reg i està altament correlacionada amb les aportacions de nitrogen total (correlació de *Pearson*, $r = 0,993$, $p < 0,001$). Les plantes regades amb SN presenten una major massa seca que les regades amb ARC, ARL i AD, degut a la major disponibilitat de nutrients en aquest tractament. L'efecte d'aquesta major disponibilitat de nutrients és més evident a l'Arenosòl que a les altres tipologies de sòl i és la causa de les interaccions significatives entre tractaments de sòl i aigua de reg (Taula 6.7). L'efecte del tipus de sòl en la producció de biomassa es pot atribuir a la pèrdua d'estructura en els contenidors, el que modifica la porositat i l'aireig i afecta més a sòls amb alts continguts d'argila que a sòl arenosos (Firbank *et al.*, 1990).

A pesar del contingut mineral del sòl (Taula 6.4), els nutrients subministrats únicament pel sòl (tractament AD) només produeixen el 5% de la biomassa total obtinguda amb una solució nutritiva completa. El reg amb aigües residuals tractades (ARC i ARL) augmenta la biomassa d'ordi en comparació amb el reg amb AD però no aporta els nutrients suficients per a obtenir un creixement òptim. Aquests resultats concorden amb els obtinguts per Fonseca *et al.* (2005), que conclouen que els efluent no poden ser l'única font de nutrients per a les plantes en assajos en contenidors i que és necessari una fertilització suplementària. En canvi, altres autors han observat increments de producció vegetal en cereals regats amb aigües residuals tractades en condicions de camp (Hussain *et al.*, 1996; Vazquez-Montiel *et al.*, 1996; Rusan *et al.*, 2007). Això es pot explicar per les majors exigències en fertilitzants i aigua dels cultius en contenidors en comparació amb els cultivats en condicions de camp (Terman, 1974).

El N pareix ésser el factor més limitant, ja que és l'únic nutrient de la planta que està significativament correlacionat amb la producció de biomassa (correlació de *Pearson*, $r= 0,855$, $p<0,001$) (Knech i Göransson, 2004; Verkroost i Wassen, 2005). A diferència d'altres elements, el contingut en N és similar en els tres sòls i es veu afectat únicament pel tipus d'aigua de reg. Les plantes regades amb SN, i que per tant, reben la major quantitat de N, són les que presenten els continguts més alts d'aquest element a la part aèria. Les plantes regades amb ARC tenen una menor concentració de N a la part aèria que les plantes regades amb ARL, encara que les primeres reben una major quantitat d'aquest element (Taula 6.5). Aquests resultats són similars als obtinguts en el cultiu hidropònic i es poden atribuir a l'efecte concentració / dilució perquè, mentre que les regades amb ARC acumulen més N, les regades amb ARL tenen una producció menor de biomassa seca total (Fonseca *et al.*, 2005).

Les interaccions significatives (ANOVA dues vies, $p<0,001$) entre tipologia de sòl i tractament d'aigua de reg, pels continguts en P, K, Ca, Mg i Na (Taula 6.7), es poden atribuir a les diferents propietats dels tres sòls. Encara que tots els sòls han rebut la mateixa quantitat de nutrients a través del reg, la concentració total d'ions a la solució del sòl depèn de diverses propietats del sòl particulars com la textura, la capacitat d'intercanvi catiònic, el pH, el contingut d'aigua i la composició mineral individual de cada sòl (Orcutt i Nilsen, 2000). Se sap que quan hi ha presència de col·loides del sòl (minerals d'argila i matèria orgànica), com és el cas del Luvisòl i el Regosòl, la concentració equilibrada de cada catió a la solució del sòl es veu afectada per la naturalesa d'aquests col·loides i la naturalesa i quantitat dels cations complementaris. En canvi, la disponibilitat de nutrients en els sòls arenosos es veu influenciada majoritàriament pel contingut d'humitat i el pH (Bould, 1965).

Les propietats del sòl com la porositat, l'aigua disponible, la concentració de cations en la solució del sòl i les propietats individuals de cada nutrient afecten als mecanismes a través dels quals l'aigua i els ions dissolts es posen en contacte amb les arrels (Orcutt i Nilsen, 2000). En aquest sentit, la captació de Ca i Mg és un procés passiu conduït per la transpiració i el flux de masses (Bailey *et al.*, 1997) mentre que el principal mecanisme per a la mobilitat del P i el K en els sòls és la difusió (Orcutt i Nilsen, 2000).

Un altre factor que s'ha de tenir en compte és l'efecte de les deficiències en certs nutrients com és el N, que poden influenciar l'adquisició d'altres elements per part de la planta (Bailey *et al.*, 1997).

Taula 6.7. Anàlisi de la variància (ANOVA) de dues vies per a producció del cultiu (PC), (g contenidor⁻¹), i contingut mineral de la part aèria d'ordi, (g kg⁻¹), considerant tipologies de sòl i d'aigua de reg.

	PC	N	P	K	Ca	Mg	Na
Sòl (S)							
L	5,66b	16,3	3,34b	24,6b	4,75a	2,12a	1,52b
R	5,10c	15,7	3,70a	29,5a	4,18b	1,67b	1,31c
A	6,47a	15,9	3,33b	23,4b	4,66a	2,06a	3,55a
Sig	<0,001	0,447	<0,001	<0,001	0,009	<0,001	<0,001
Aigua de reg (A)							
AD	0,90d	12,2d	3,45a	27,1a	4,11b	1,93ab	2,14b
SN	17,44a	21,6a	3,60a	26,4ab	4,38b	1,86b	2,38a
ARC	2,95b	13,9c	3,10b	24,7c	5,05a	2,03a	2,39a
ARL	1,68c	16,2b	3,69a	25,1bc	4,58ab	1,98ab	1,59c
Sig	<0,001	<0,001	<0,001	0,001	0,001	0,023	<0,001
Interacció							
S x A	<0,001	0,394	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001

Per a cada tipologia de sòl i d'aigua de reg, els valors amb lletres diferents en la mateixa columna es diferencien significativament a $p < 0,05$ segons el test de *Tukey*.

L: Luvisòl; R: Regosòl; A: Arenosòl; AD: aigua destil·lada; SN: solució nutritiva *Hoagland* 50%; ARC: aigua residual tractada procedent d'una depuradora convencional; ARL: aigua residual tractada procedent de llacunatge; Sig: significació.

Així, les plantes crescudes en el Regosòl tenen un contingut en P i K significativament més elevat que les crescudes en els altres dos sòls, el que pot estar relacionat amb el major contingut en P soluble i K disponible en aquest sòl en comparació amb el Luvisòl i l'Arenosòl i que s'atribueix a una fertilització mineral prèvia a la recollida del sòl (Taula 6.4) i a la menor capacitat d'intercanvi catiònic del Regosòl en comparació amb el Luvisòl, que fa que tot i tenir uns valors de K disponibles semblants, hi hagi una major proporció d'aquest element a la solució del sòl en el cas del Regosòl que en el Luvisòl.

Els valors més alts de P i K en plantes crescudes en el Regosòl s'han obtingut en els tractaments regats amb AD i ARL, els quals han presentat el menor contingut en Ca i Mg. Això es pot explicar perquè, en condicions de deficiència en N i un aportació

adequada de K, el K s'acumula a la part aèria, mentre que els nivells de Ca i Mg es veuen disminuïts en comparació amb els de plantes regades amb solució nutritiva completa. En canvi, les plantes crescudes en el Luvisòl acumulen més Ca i Mg quan es reguen amb AD i ARL que quan es reguen amb SN i ARC, el que suggereix una menor disponibilitat en K en aquest tipus de sòl (Bailey *et al.*, 1997). Aquests resultats indiquen que el contingut en nutrients a ARL està més desequilibrat que a ARC, i que, com a conseqüència d'aquest desequilibri, el contingut mineral de les plantes regades amb ARL segueix el mateix esquema que el de les plantes regades amb AD.

Els metalls pesants mesurats a la part aèria de l'ordi estan per davall els nivells crítics de toxicitat per a aquesta planta (Davis *et al.*, 1978; Macnicol i Beckett, 1985). En comparació amb el reg amb AD i SN, el reg amb aigües residuals tractades no incrementa el contingut en metalls pesants en fulles d'ordi. De fet, les concentracions de metalls pesants en la biomassa total són majors quan els nutrients essencials són limitats, com és el cas de les plantes regades amb AD, degut a la baixa producció en biomassa seca i, en conseqüència, a un increment en la concentració dels metalls pesants (Taula 6.8).

Les diferències en el contingut en metalls pesants a ordi crescut en diferents tipologies de sòls està relacionada amb els nivells de metalls pesants presents en els propis sòls. El Luvisòl estudiat té un contingut més elevat de Cr, Fe, Mn, Ni, Pb i Zn que el Regosòl i l'Arenosòl (Taula 6.4), amb valors similars a altres Luvisòls estudiats (Bellanca *et al.*, 1996; Miko *et al.*, 2003). Aquesta pot ser la raó dels valors elevats de Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb i Zn a les fulles d'ordi crescudes en el Luvisòl (Taula 6.8).

6.2.3.2. Efectes del tipus de sòl, el tractament d'aigua de reg i la presència de planta en la biomassa microbiana i l'activitat biològica del sòl

Hi ha diferències estadísticament significatives entre tipologies de sòls, tractaments de reg i sòls sembrats i no sembrats, en relació al contingut en nitrogen inorgànic, la biomassa microbiana, la respiració basal i les activitats enzimàtiques del sòl (Taula 6.9).

Taula 6.8. Anàlisi de la variància (ANOVA) de dues vies per a contingut en metalls pesants de l'ordi (mg kg^{-1}) considerant tipologies de sòl i d'aigua de reg.

	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Sòl (S)								
L	0,05a	1,56a	5,21a	50,9a	59,2a	0,44b	0,38a	20,2a
R	0,05ab	1,26b	5,15a	45,1ab	29,3c	0,45b	0,23ab	17,5b
A	0,04b	1,08b	3,45b	41,7b	43,4b	0,54a	0,19b	17,5b
Sig	0,047	<0,001	<0,001	0,025	<0,001	<0,001	0,009	<0,001
Aigua de reg (A)								
AD	0,05	1,63a	5,59a	47,4	50,5a	0,53a	0,26	19,3a
SN	0,03	0,91c	4,44b	45,1	51,8a	0,48ab	0,18	19,2a
ARC	0,04	1,25b	4,24b	47,1	45,5b	0,46b	0,28	19,0a
ARL	0,05	1,42ab	4,13b	44,0	28,2c	0,43b	0,35	16,2b
Sig	0,071	<0,001	<0,001	0,760	<0,001	0,002	0,131	<0,001
Interacció								
S x A	<0,001	<0,001	<0,001	0,437	<0,001	0,009	0,001	<0,001

Per a cada tipologia de sòl i d'aigua de reg, els valors amb lletres diferents en la mateixa columna es diferencien significativament a $p < 0,05$ segons el test de *Tukey*.

L: Luvisòl; R: Regosòl; A: Arenosòl; AD: aigua destil·lada; SN: solució nutritiva *Hoagland* 50%; ARC: aigua residual tractada procedent d'una depuradora convencional; ARL: aigua residual tractada procedent de llacunatge; Sig: significació.

Els tres sòls estudiats es diferencien significativament (ANOVA tres vies, $p < 0,001$) en tots aquests paràmetres, incloent el contingut en nitrogen inorgànic. Els valors més elevats de biomassa microbiana i activitat biològica es donen en el Luvisòl, mentre que a l'Arenosòl es donen els valors més baixos.

El tractament d'aigua de reg també afecta significativament al nitrogen inorgànic, la biomassa microbiana i a l'activitat biològica del sòl. Els valors més alts de tots els paràmetres estudiats, excepte d'amoni i carboni orgànic soluble, es troben en el tractament amb SN. D'altra banda tots els paràmetres, a excepció dels nitrats, presenten valors més elevats en els sòls sembrats que en els sòls no sembrats (Taula 6.9).

Encara que l'amoni és la principal forma de nitrogen inorgànic a les aigües residuals tractades utilitzades per al reg, el contingut en amoni dels tres sòls és molt baix, independentment del tipus d'aigua de reg. Les diferències significatives en el contingut en aquest paràmetre es troben entre tipologies de sòl, aigua de reg i sòls sembrats i no sembrats (Taula 6.9), si bé, el rang observat entre el valor més baix i el més alt és menor de 1 mg kg^{-1} (Figura 6.2). Els valors baixos d'amoni en tots els tractaments estudiats,

juntament amb alts valors de nitrats en els sòls no sembrats, suggereixen una alta activitat nitrificant (Lees i Quastel, 1946).

Taula 6.9. Anàlisi de la variància (ANOVA) de tres vies per als paràmetres químics i biològics del sòl, considerant tipologia de sòl i d'aigua de reg i presència del cultiu.

	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₄ ⁺	COS	BM	RB	DH	GL	FA
Sòl (S)								
L	17,5 a	1,60 a	30,8 a	614 a	10,23a	1,17 a	2,40 a	3,87 a
R	13,9 b	1,49 a	23,0 b	341 b	7,51 b	0,21 b	0,90 b	3,25 b
A	13,3 b	1,28 b	27,4 a	321 b	5,90 c	0,17 c	0,75 c	2,48 c
Sig	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Aigua de reg (A)								
AD	4,8 c	1,36 b	27,0 ab	405 b	6,42 c	0,46 b	1,33 b	3,30 b
SN	38,1 a	1,41 b	25,5 b	566 a	9,97 a	0,65 a	1,51 a	3,58 a
ARC	10,3 b	1,38 b	30,8 a	404 b	8,08 b	0,47 b	1,25 b	3,04 bc
ARL	6,3 c	1,68 a	26,2 b	359 b	7,05 bc	0,50 b	1,31 b	2,89 c
Sig	<0,001	<0,001	0,199	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Cultiu (C)								
N	28,1	1,39	24,9	385	5,03	0,45	1,24	2,97
S	1,6	1,52	29,3	484	10,72	0,60	1,46	3,44
Sig	<0,001	0,015	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Interaccions								
S x A	0,006	0,338	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,767	<0,001
S x C	<0,001	0,086	0,086	0,003	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
A x C	<0,001	0,001	0,002	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
S x A x C	0,018	0,019	0,379	0,001	<0,001	<0,001	0,104	<0,001

Per a cada tipologia de sòl i d'aigua de reg, els valors amb lletres diferents en la mateixa columna es diferencien significativament a $p < 0,05$ segons el test de *Tukey*. L: Luvisòl; R: Regosòl; A: Arenosòl; AD: aigua destil·lada; SN: solució nutritiva *Hoagland* 50%; ARC: aigua residual tractada procedent d'una depuradora convencional; ARL: aigua residual tractada procedent de llacunatge; N: sòl no sembrat; S: sòl sembrat; Sig: significació; N-NO₃⁻ (mg kg⁻¹); N-NH₄⁺ (mg kg⁻¹); COS: carboni orgànic soluble (mg kg⁻¹); BM: biomassa microbiana (mg C kg⁻¹); RB: respiració basal (mg CO₂ kg⁻¹ h⁻¹); DH: activitat deshidrogenasa (mmol trifenilformazan kg⁻¹ 24 h⁻¹); GL: activitat β-glucosidasa (mmol p-nitrofenol kg⁻¹ h⁻¹); FA: activitat fosfatasa alcalina (mmol p-nitrofenol kg⁻¹ h⁻¹).

El contingut en nitrats en els sòls no sembrats està altament relacionat amb l'aportació de nitrogen inorgànic mitjançant l'aigua de reg (Taula 6.5). Els valors més elevats es troben en els sòls regats amb SN, seguits dels regats amb aigües residuals tractades (ARC i ARL). L'aigua destil·lada no aporta nitrogen al sòl, de manera que el contingut en nitrats en el sòl no sembrats del tractament AD prové del propi sòl, o de la mineralització de la matèria orgànica present durant l'assaig (Figura 6.3). Els valors són

més alts en el Luvisòl que en el Regosòl i l'Arenosòl, el que pot esser degut al major contingut en matèria orgànica mineralitzable del Luvisòl, en comparació amb els altres dos sòls (Robertson *et al.*, 1999).

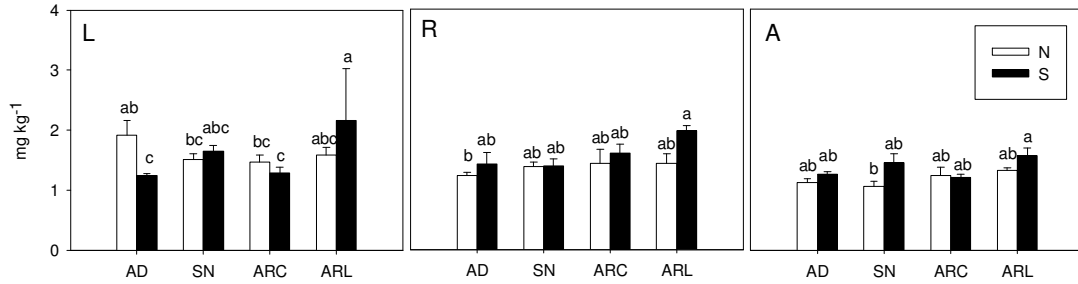


Figura 6.2. Contingut d'amoni ($N-NH_4^+$) en els quatre tractaments d'aigua de reg (AD: aigua destil·lada, SN: solució nutritiva *Hoagland* 50%, ARC: aigua residual tractada procedent d'una depuradora convencional, ARL: aigua residual tractada procedent de llacunatge) per cada tipologia de sòl (L: Luvisòl, R: Regosòl, A: Arenosòl, N: sòl no sembrat, S: sòl sembrat). Per a cada tipologia de sòl els tractaments amb lletres diferents es diferencien estadísticament segons el test de *Tukey* ($p < 0,05$).

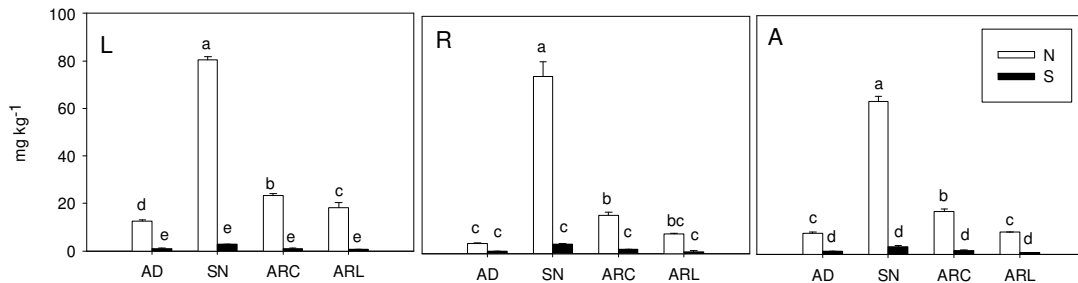


Figura 6.3. Contingut en nitrats ($N-NO_3^-$) en els quatre tractaments d'aigua de reg (AD: aigua destil·lada, SN: solució nutritiva *Hoagland* 50%, ARC: aigua residual tractada procedent d'una depuradora convencional, ARL: aigua residual tractada procedent de llacunatge) per cada tipologia de sòl (L: Luvisòl, R: Regosòl, A: Arenosòl, N: sòl no sembrat, S: sòl sembrat). Per a cada tipologia de sòl els tractaments amb lletres diferents es diferencien estadísticament segons el test de *Tukey* ($p < 0,05$).

Els cultius són capaços de reduir els nitrats a la zona de reg fins a nivells molt baixos (Vazquez-Montiel *et al.*, 1996). S'observa una alta reducció del contingut en nitrats en

els sòls sembrats comparat amb els no sembrats, com a conseqüència de l'absorció de nitrogen per part de l'ordi (Taula 6.9). Els valors són similars per a tots els tractaments de reg, el que indica que l'ordi ha assimilat la major part dels nitrats disponibles (Figura 6.3).

En general el contingut en carboni orgànic soluble és major en el Luvisòl i l'Arenosòl que en el Regosòl. Els valors són més alts en els sòls sembrats en comparació amb els sòls no sembrats (Taula 6.9). En el Luvisòl s'observa un increment general del contingut en carboni orgànic soluble en relació als valors inicials mesurats, tant en els sòls sembrats com en els sòls no sembrats. En canvi, aquest increment no es dona a cap tractament del Regosòl. A l'Arenosòl, només els sòls sembrats regats amb SN o ARC presenten valors de carboni orgànic soluble més alts que els inicials (Figura 6.4).

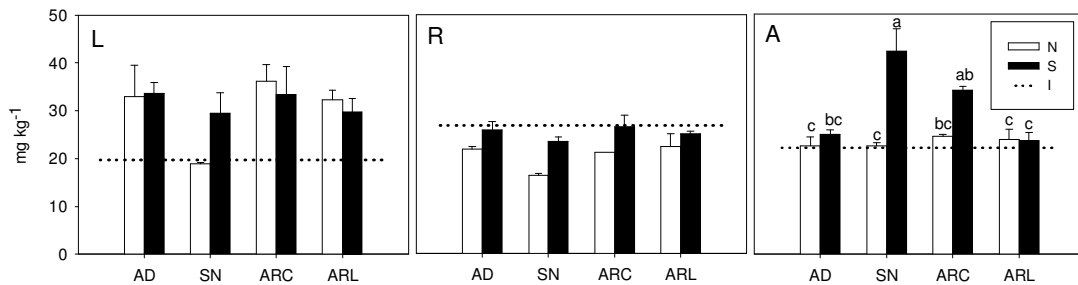


Figura 6.4. Contingut en carboni orgànic soluble en els quatre tractaments d'aigua de reg (AD: aigua destil·lada, SN: solució nutritiva *Hoagland* 50%, ARC: aigua residual tractada procedent d'una depuradora convencional, ARL: aigua residual tractada procedent de llacunatge) per cada tipologia de sòl (L: Luvisòl, R: Regosòl, A: Arenosòl, N: sòl no sembrat, S: sòl sembrat, I: inicial). Per a cada tipologia de sòl els tractaments amb lletres diferents es diferencien estadísticament segons el test de *Tukey* ($p < 0,05$).

L'Arenosòl és l'única tipologia de sòl en la que s'observen diferències significatives entre tractaments pel contingut en carboni orgànic soluble (Figura 6.4). Els valors més alts en els sòls arenosos sembrats es poden atribuir a les aportacions de carboni disponible a través dels exsudats de les arrels (Cheng *et al.*, 1996), si bé aquests increments no es tradueixen en un augment proporcional de la biomassa microbiana (Figura 6.5).

La biomassa microbiana del sòl és més alta en el Luvisòl que en el Regosòl i l'Arenosòl, tant al principi com al final de l'assaig (Figura 6.5). Aquests resultats concorden amb els obtinguts per Groffman *et al.* (1996), que també observen que la tipologia de sòl amb la textura més fina té els valors més elevats de biomassa microbiana, mentre que la textura més gruixada té els valors més baixos. Segons aquests autors, els sòls de textures fines retenen més carboni, nitrogen i aigua que els sòls de textures gruixades, degut a la seva major superfície específica, el que incrementa el creixement de la planta i la biomassa microbiana. En aquest sentit el Luvisòl, que és el que té més minerals d'argila entre els sòls estudiats, també té més carboni i nitrogen que el Regosòl i l'Arenosòl, la qual cosa afavoreix el creixement de la biomassa microbiana.

El Luvisòl és l'única tipologia de sòl que presenta un augment de la biomassa microbiana en relació als valors inicials en tots els tractaments, incloent els sòls no sembrats (Figura 6.5). Aquest augment pot ser degut al major contingut inicial en carboni orgànic total d'aquesta tipologia de sòl (Melero *et al.*, 2007).

L'anàlisi de la variància de tres vies mostra que els sòls sembrats tenen una biomassa microbiana significativament major que els sòls no sembrats (Taula 6.9). En canvi, si es considera cada tractament per separat, les majors diferències entre sòls sembrats i no sembrats es donen en els contenidors de Luvisòl i Regosòl regats amb SN (Figura 6.5). No hi ha diferències significatives entre sòls sembrats i no sembrats en l'Arenosòl, encara que els valors de biomassa en els tractaments amb SN, ARC i ARL són més elevats en els sòls sembrats.

Amb el reg amb SN l'ordi presenta una major producció a causa de la major aportació de nutrients, en comparació amb altres tractaments de reg (Taula 6.7). La presència d'arrels produeix un lliurament cap al sòl de carboni orgànic làbil del reciclatge de les arrels, dels exsudats i del despreniment de cèl·lules i fragments de teixits durant el creixement de les arrels (Frey, 2007). En conseqüència, en els sòls sembrats i regats amb SN, hi ha un major subministrament de carboni làbil, a més d'una major aportació de nutrients procedents de l'aigua de reg. En aquestes condicions, el creixement microbià és estimulat en els sòls sembrats fins a nivells de 116%, 100% i 79% més

elevats que els sòls no sembrats en el Luvisòl, el Regosòl i l'Arenosòl respectivament. Proporcionalment aquesta estimulació és major en el Luvisòl i el Regosòl, ja que la producció del cultiu és major a l'Arenosòl.

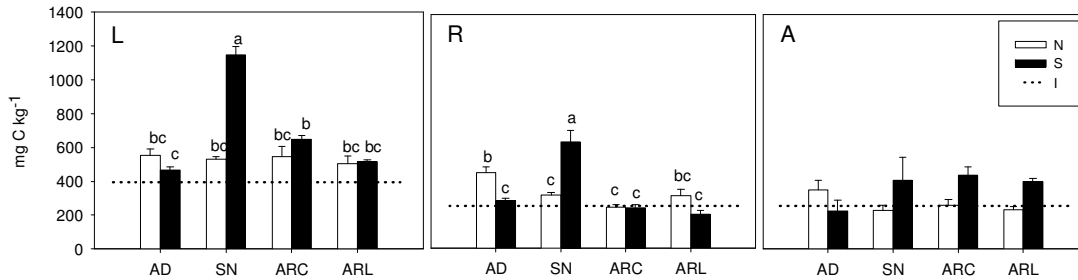


Figura 6.5. Biomassa microbiana en els quatre tractaments d'aigua de reg (AD: aigua destil·lada, SN: solució nutritiva *Hoagland* 50%, ARC: aigua residual tractada procedent d'una depuradora convencional, ARL: aigua residual tractada procedent de llacunatge) per cada tipologia de sòl (L: Luvisòl, R: Regosòl, A: Arenosòl, N: sòl no sembrat, S: sòl sembrat, I: inicial). Per a cada tipologia de sòl els tractaments amb lletres diferents es diferencien estadísticament segons el test de *Tukey* ($p < 0,05$).

Contrastant amb el tractament SN, la biomassa microbiana dels sòls sembrats regats amb AD és menor que la dels sòls no sembrats regats amb el mateix tipus d'aigua (Figura 6.5). En el Regosòl s'obtenen resultats similars amb el reg amb ARL. Aquest fet es pot explicar a partir de la hipòtesi de la competència descrita per Cheng i Kuzyakov (2005). Segons aquesta hipòtesi, quan les plantes creixen en sòls amb baixa concentració de nutrients la captació d'aquests nutrients per les arrels intensificarà la competència pels nutrients minerals a la rizosfera i, en conseqüència, disminuirà el creixement microbià i el metabolisme. Això és degut al fet de què el creixement microbià a la rizosfera es veu principalment limitat per la disponibilitat de nitrogen, així com també d'altres nutrients. A curt termini (d'hores a dies), els microorganismes poden capturar amoni o nitrats més ràpidament que les arrels de les plantes. Si bé, després de setmanes o mesos, són les plantes les que agafen i acumulen més nitrogen del sòl perquè utilitzen el nitrogen que ha estat retornat per la mort i descomposició dels microorganismes del sòl. Per aquesta raó, la captació de nitrogen per part de les arrels

pot reduir el creixement microbià en condicions de limitació de nitrogen (Cheng i Kuzyakov, 2005).

La respiració basal és significativament més elevada en els sòls sembrats que en els no sembrats per tots els tractaments de reg, amb l'excepció de AD en el Regosòl (Figura 6.6). L'augment de respiració basal en els sòls sembrats en comparació amb els no sembrats en els tractaments regats amb aigües residuals tractades no es pot atribuir a un increment de la biomassa microbiana del sòl (Figura 6.5), sinó que és més probable que els valors més elevats trobats en els sòls sembrats siguin deguts a una major disponibilitat de substrat causada pel reciclatge de les arrels, com suggereixen Raich i Tufekcioglu (2000). Wang *et al.* (2003) observen que en condicions favorables de temperatura i humitat les taxes de respiració del sòl es veuen més limitades per l'aportació de substrat biològicament disponible que per la biomassa microbiana.

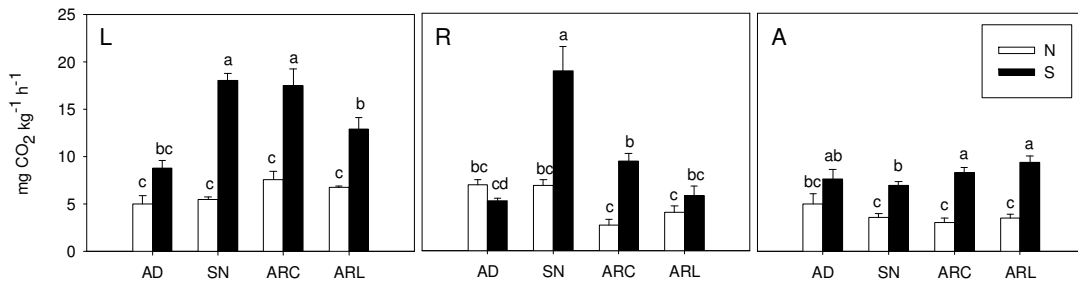


Figura 6.6. Respiració basal en els quatre tractaments d'aigua de reg (AD: aigua destil·lada, SN: solució nutritiva *Hoagland* 50%, ARC: aigua residual tractada procedent d'una depuradora convencional, ARL: aigua residual tractada procedent de llacunatge) per cada tipologia de sòl (L: Luvisòl, R: Regosòl, A: Arenosòl, N: sòl no sembrat, S: sòl sembrat). Per a cada tipologia de sòl els tractaments amb lletres diferents es diferencien estadísticament segons el test de *Tukey* ($p < 0,05$).

L'activitat deshidrogenasa del sòl es veu fortament afectada per la tipologia de sòl (Figura 6.7), amb els valors més elevats en el Luvisòl, seguits dels del Regosòl i de l'Arenosòl (Taula 6.9). L'activitat d'aquest enzim també es veu estimulada per la presència de planta, especialment en els sòls regats amb SN (Figura 6.7). L'activitat deshidrogenasa és considerada un indicador de l'activitat microbiològica ja que és

representativa del flux intercel·lular d'electrons cap a O_2 (Nannipieri *et al.*, 2003). D'altra banda, la relació activitat deshidrogenasa : biomassa microbiana és significativament més elevada en el Luvisòl que en el Regosòl i l'Arenosòl, el que indica una major activitat de la fracció de biomassa microbiana en aquesta tipologia de sòl.

Seguint el mateix patró que l'activitat deshidrogenasa, els majors valors d'activitat β -glucosidasa es troben en els sòls sembrats regats amb SN de les tres tipologies estudiades, mentre que els altres tractaments no produeixen un increment d'aquesta activitat enzimàtica en relació als nivells inicials (Figura 6.8). Aquests resultats recolzen l'argument de què la disponibilitat de carboni làbil i de nitrogen és un requisit per a la producció d'enzims microbians (Allison i Vitousek, 2005).

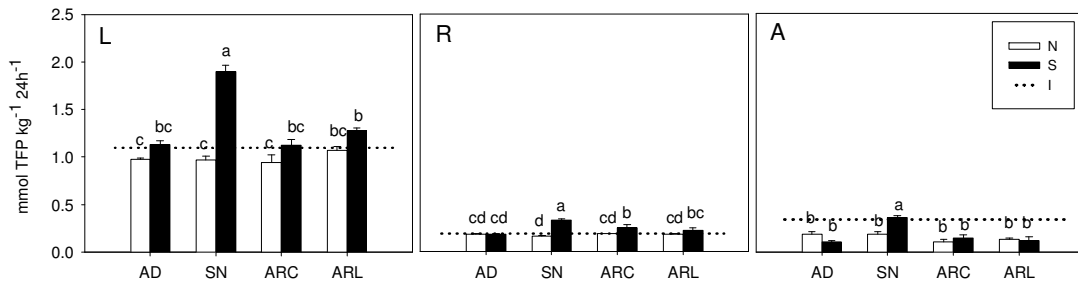


Figura 6.7. Activitat deshidrogenasa en els quatre tractaments d'aigua de reg (AD: aigua destil·lada, SN: solució nutritiva *Hoagland* 50%, ARC: aigua residual tractada procedent d'una depuradora convencional, ARL: aigua residual tractada procedent de llacunatge) per cada tipologia de sòl (L: Luvisòl, R: Regosòl, A: Arenosòl, N: sòl no sembrat, S: sòl sembrat, I: inicial). Per a cada tipologia de sòl els tractaments amb lletres diferents es diferencien estadísticament segons el test de *Tukey* ($p < 0,05$).

L'activitat β -glucosidasa del sòl és significativament més elevada en el Luvisòl que en les altres tipologies de sòl (Taula 6.9), el que pot ser degut no només al seu major contingut en carboni orgànic total, sinó també al seu major contingut d'argila. De fet, s'ha observat una relació positiva entre l'activitat β -glucosidasa i el contingut d'argila del sòl, el que reflecteix la capacitat potencial dels sòls per a la immobilització d'enzims (Turner *et al.*, 2002). Per aquesta raó, una alta proporció d'activitat β -glucosidasa

s'associa amb enzims estabilitzats en els col·loides del sòl (Miller i Dick, 1995). Segons Knight i Dick (2004), l'estabilització de la β -glucosidasa en la matriu del sòl està controlada per la complexació química, els processos d'adsorció i la naturalesa química de les entrades orgàniques, i per als mecanismes de protecció física.

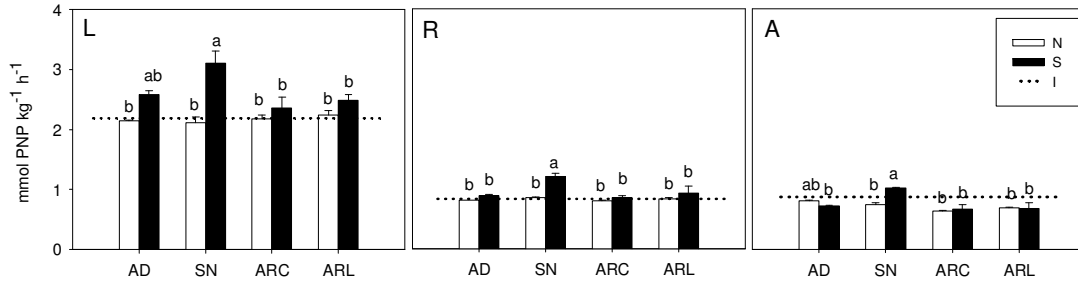


Figura 6.8. Activitat β -glucosidasa en els quatre tractaments d'aigua de reg (AD: aigua destil·lada, SN: solució nutritiva *Hoagland* 50%, ARC: aigua residual tractada procedent d'una depuradora convencional, ARL: aigua residual tractada procedent de llacunatge) per cada tipologia de sòl (L: Luvisòl, R: Regosòl, A: Arenosòl, N: sòl no sembrat, S: sòl sembrat, I: inicial). Per a cada tipologia de sòl els tractaments amb lletres diferents es diferencien estadísticament segons el test de *Tukey* ($p < 0,05$).

De manera similar a les altres activitats enzimàtiques, els valors més elevats d'activitat fosfatasa alcalina en el sòl es troben en el Luvisòl, seguits pels del Regosòl i l'Arenosòl (Taula 6.9). L'activitat fosfatasa alcalina en el Luvisòl i el Regosòl segueix un patró similar a la biomassa microbiana i les activitats deshidrogenasa i β -glucosidasa, amb valors més elevats en els sòls sembrats regats amb SN. En canvi, en l'Arenosòl s'observen més poques diferències entre tractaments (Figura 6.9). Aquest resultat es pot explicar pel fet de què la majoria de fosfatases estan estabilitzades per interacció amb els col·loides del sòl (Dilly i Nannipieri, 2001; Taylor *et al.*, 2002). Aquests col·loides es veuen afavorits per un alt contingut d'argila i matèria orgànica i una alta estabilitat estructural (Knight i Dick, 2004), que són propietats típiques del Luvisòl (Taula 6.4). A més, la presència d'arrels pot promoure la formació d'agregats a través de l'estimulació de la biomassa microbiana del sòl (Haynes i Beare, 1997). En conseqüència, tant l'activitat biòtica com l'abiòtica de la fosfatasa alcalina es veuen incrementades en els

tractaments més productius en el Luvisòl i el Regosòl. D'altra banda, l'Arenosòl té un contingut d'argila molt baix (9%) que no facilita la formació d'agregats (Horn *et al.*, 1994), el que podria explicar la baixa activitat enzimàtica en aquest sòl.

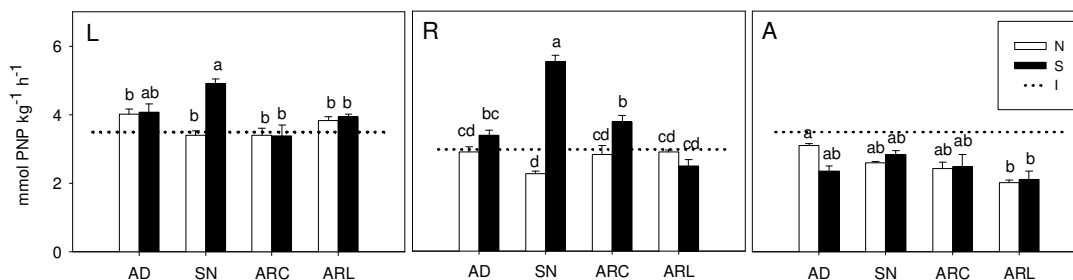


Figura 6.9. Activitat fosfatasa alcalina en els quatre tractaments d'aigua de reg (AD: aigua destil·lada, SN: solució nutritiva *Hoagland* 50%, ARC: aigua residual tractada procedent d'una depuradora convencional, ARL: aigua residual tractada procedent de llacunatge) per cada tipologia de sòl (L: Luvisòl, R: Regosòl, A: Arenosòl, N: sòl no sembrat, S: sòl sembrat, I: inicial). Per a cada tipologia de sòl els tractaments amb lletres diferents es diferencien estadísticament segons el test de *Tukey* ($p < 0,05$).

6.2.3.3. Relacions entre paràmetres

En els sòls no plantats hi ha una correlació positiva del contingut en amoni i carboni orgànic soluble del sòl amb la biomassa microbiana i les activitats enzimàtiques deshidrogenasa, β -glucosidasa i fosfatasa alcalina (Taula 6.10) que no es dona en els sòls plantats (Taula 6.11).

En general, en els sòls no plantats les diferències entre tipologies de sòl són majors que entre tractaments de reg. Els valors més elevats dels paràmetres químics i biològics es donen en el Luvisòl mentre que les altres dues tipologies de sòl presenten valors similars d'aquests paràmetres. En canvi, en els sòls sembrats, a més de les diferències entre tipologies de sòl també hi ha diferències significatives entre tractaments de reg, relacionades amb la producció del cultiu.

Taula 6.10. Matriu de correlacions de *Pearson* entre paràmetres químics i biològics a sòls no sembrats.

	N-NH ₄ ⁺	COS	BM	RB	DH	GL	AF
N-NO ₃ ⁻	-0,064	-0,372	0,017	0,122	0,130	0,140	-0,123
	-	*	-	-	-	-	-
N-NH ₄ ⁺		0,277	0,346	0,007	0,540	0,501	0,429
		-	*	-	***	***	**
COS			0,437	0,174	0,507	0,506	0,454
			**	-	***	***	**
BM				0,618	0,759	0,780	0,665
				***	***	***	***
RB					0,396	0,445	0,316
					**	**	*
DH						0,989	0,814
						***	***
GL							0,801

COS: carboni orgànic soluble; BM: biomassa microbiana; RB: respiració basal; DH: activitat deshidrogenasa; GL: activitat β-glucosidasa; AF: activitat fosfatasa alcalina.

-, sense significació; correlació significativa a *p<0,05; **p<0,01; ***p<0,001.

Taula 6.11. Matriu de correlacions de *Pearson* entre paràmetres químics i biològics a sòls sembrats.

	N-NH ₄ ⁺	COS	BM	RB	DH	GL	AF
N-NO ₃ ⁻	-0,058	0,039	0,419	0,408	0,030	-0,003	0,535
	-	-	**	**	-	-	***
N-NH ₄ ⁺		-0,204	-0,027	0,030	0,198	0,177	0,091
		-	-	-	-	-	-
COS			0,054	-0,031	0,181	0,162	-0,129
			-	-	-	-	-
BM				0,698	0,762	0,694	0,570
				***	***	***	***
RB					0,563	0,545	0,627
					***	***	***
DH						0,973	0,553
						***	***
GL							0,588

COS: carboni orgànic soluble; BM: biomassa microbiana; RB: respiració basal; DH: activitat deshidrogenasa; GL: activitat β-glucosidasa; AF: activitat fosfatasa alcalina.

-, sense significació; correlació significativa a *p<0,05; **p<0,01; ***p<0,001.

Aquestes diferències són més acusades en els paràmetres biològics que en els químics, a excepció del contingut en nitrats, que és major en el tractament amb SN. Per aquest motiu en els sòls sembrats el contingut en nitrats es relaciona positivament amb la biomassa microbiana, la respiració basal i l'activitat fosfatasa alcalina (Taula 6.11).

D'altra banda els paràmetres biològics estan altament i positivament correlacionats entre si tant a sòls plantats com a sòls no plantats, destacant la correlació entre les activitats deshidrogenasa i β -glucosidasa (Taules 6.10 i 6.11).

6.2.4. Conclusions

Les aigües residuals tractades utilitzades en aquest estudi tenen concentracions de nutrients massa baixes per a funcionar com una font de fertilització, si bé, poden esser utilitzades com a font d'aigua de reg si la fertilització es completa amb fertilitzants orgànics o minerals. Així, la composició de l'aigua residual tractada s'ha de tenir en compte, sobretot el contingut en nitrogen, que és el nutrient més limitant en aquestes aigües. En aquest sentit, l'ARC es més equilibrada que l'ARL, tot i que la concentració de nutrients en aquest tractaments és insuficient per assolir un creixement vegetal òptim.

La tipologia de sòl és un factor molt important a tenir en compte abans de la implantació del reg amb aigües residuals tractades perquè aquesta afecta no només a la captació d'alguns elements (nutrients i metalls pesants) sinó també a la biologia del sòl. Les comunitats microbianes poden variar d'un tipus de sòl a un altre, degut a les diferències en les característiques físiques i químiques del sòl (Girvan *et al.*, 2003; Marschner *et al.*, 2004). El Luvisòl té la major biomassa microbiana i també una major activitat deshidrogenasa, β -glucosidasa i fosfatasa alcalina que els altres sòls estudiats, principalment gràcies a una estructura més estable i al seu major contingut en matèria orgànica.

La presència de plantes també juga un paper important en l'activitat biològica del sòl, a causa de l'alliberació per les arrels de carboni orgànic làbil que estimula el creixement de la biomassa microbiana, l'activitat enzimàtica i, particularment, la respiració basal (Bertín *et al.*, 2003). La disponibilitat d'aquests composts de carboni orgànic làbils, a més de nutrients essencials, incrementen la presència de microorganismes i la seva activitat en els tres sòls estudiats. No obstant això, aquest efecte és major en el Luvisòl que en el Regosòl i l'Arenosòl.

En canvi, en condicions de deficiència de nutrients, en aquest estudi s'ha observat una competència entre microorganismes i plantes per a l'adquisició dels nutrients, el que condueix a una reducció de la biomassa microbiana i, en conseqüència, de l'activitat biològica (Cheng i Kuzyakov, 2005). L'augment de disponibilitat de carboni orgànic làbil degut a la presència de plantes no es reflecteix en un increment del contingut en carboni orgànic soluble. Això es pot explicar perquè aquest carboni és ràpidament reutilitzat pels microorganismes del sòl (Boddy *et al.*, 2007).

En aquest estudi no s'ha observat una estimulació de l'activitat biològica del sòl per carboni de les aigües residuals tractades, si bé, els nutrients aportats per aquestes aigües han contribuït a la productivitat vegetal, induint un increment de l'activitat biològica. Per aquests motius, les aigües residuals tractades adequadament constitueixen un valuós recurs per al reg de cultius en aquelles àrees amb una demanda creixent sobre les seves reserves hídriques, i també pel seu potencial de reduir substancialment els requeriments en fertilitzants.

7. DISCUSSIÓ GENERAL

A l'illa de Mallorca el reg amb aigües residuals tractades es converteix en una alternativa necessària, especialment en aquelles zones afectades per intrusió marina, ja que permet la reducció de les extraccions d'aigües subterrànies, contribuint a la recuperació dels aqüífers (Mateos-Ruiz i López-García, 2003).

A més a més es dona una sortida a un rebuig i es redueixen tant els abocaments directes al mar a través d'emissaris submarins com els que es fan als torrents, amb la possible contaminació dels aqüífers, i que contribueixen a incrementar el contingut en matèria orgànica de l'aigua circulant (Estrany, 2009).

Finalment s'ha de destacar la importància de la reutilització de les aigües residuals tractades per al manteniment d'una agricultura de regadiu tradicional (Santarrufina, 2007), que va associada a una activitat ramadera i que contribueix a la conservació del paisatge agrícola.

Per aquests motius en aquesta tesi s'han intentat ampliar els coneixements en relació als efectes que pot tenir el reg amb aigües residuals tractades sobre el sòl i els cultius a l'illa

de Mallorca. Els aspectes més rellevants sobre els resultats obtinguts es discuteixen a continuació:

7.1. EFECTES DEL REG AMB AIGÜES RESIDUALS TRACTADES SOBRE LES PROPIETATS QUÍMIQUES DEL SÒL

El reg continuat amb aigües residuals tractades durant un llarg termini pot tenir conseqüències negatives, especialment pel que fa a l'acumulació de metalls pesants al sòl i als cultius (Rusan *et al.*, 2007; Sharma *et al.*, 2007; Klay *et al.*, 2010).

A Mallorca, malgrat que les terres que s'han regat amb aigües residuals tractades durant més temps en general no presenten problemes greus d'acumulació de metalls pesants, s'han observat valors de Pb i Cr per damunt de la mitjana a les zones regades amb aigües procedents de les depuradores d'Inca i Palma que són, entre totes les zones estudiades, les que tenen els nuclis urbans més antics.

L'antiguitat dels nuclis urbans pot tenir importància perquè el Pb va ser utilitzat durant un temps per a la fabricació de les canonades (Ginard, 1989), la corrosió de les quals provoca l'alliberació d'aquest metall cap a les aigües residuals (Obernosterer i Brunner, 2001; Houhou *et al.*, 2009). D'altra banda és probable que en aquests nuclis les xarxes de clavegueram siguin unitàries, és a dir, que transportin tant les aigües residuals com les pluvials (Martí *et al.*, 1996). Les aigües pluvials arrosseguen la pols dels carrers, que quan s'utilitzaven benzines amb Pb tenia un alt contingut d'aquest element (De Miguel *et al.*, 1997), tot i que la presència de Pb en aquestes aigües ha davallat considerablement des de la prohibició de la seva utilització com additiu en les benzines (Obernosterer i Brunner, 2001).

També s'han de considerar com un aspecte important els abocaments a la xarxa d'aigües d'origen industrial, ja que en els dos nuclis hi va haver activitats d'adob de pell (Bibiloni i Pons, 2001), que és una de les principals fonts de contaminació per Cr a les aigües residuals (Barajas *et al.*, 2009; Szalinska *et al.*, 2010).

Els metalls pesants són elements relativament immòbils que poden romandre en el sòl durant molt de temps (Camobreco *et al.*, 1996; Toze, 2006), de manera que els nivells puntualment més elevats de Pb i Cr en algunes parcel·les regades amb aigües residuals tractades seran deguts a aportacions que començaren fa més de 20 anys.

És de suposar que la millora dels tractaments de les aigües residuals, juntament amb la substitució de les canonades de Pb per canonades fabricades amb altres materials, i l'eliminació de les benzines amb Pb, redueixin considerablement el contingut en metalls pesants de les aigües residuals tractades.

En qualsevol cas a la majoria de parcel·les els valors estan per davall dels límits establerts (Reial Decret 1310/1990) i amb valors similars als obtinguts en els sòls agrícoles de referència. Per aquests motius no s'espera que a Mallorca es donin problemes greus de contaminació per metalls pesants causats pel reg continuat amb aigües residuals tractades en les zones de nova implantació, tot i que és recomanable fer un seguiment de les parcel·les regades, sobretot en aquelles zones amb activitats industrials susceptibles d'aportar metalls pesants a l'aigua residual.

A llarg termini el reg amb aigües residuals tractades té altres efectes com un augment del pH del sòl i del contingut en fòsfor soluble. Altres autors també han constatat un lleuger augment de pH causat pel reg amb aigües residuals tractades (Schipper *et al.*, 1996; Qian i Mecham, 2005; Hassanli *et al.*, 2008) i aigües residuals sense tractar (Filip *et al.*, 1999; Friedel *et al.*, 2000; Mapanda *et al.*, 2005), que es pot atribuir a les aportacions de cations intercanviables, principalment sodi, amb l'aigua de reg (Schipper *et al.*, 1996; Gelsomino *et al.*, 2006). No obstant això, en altres estudis s'ha observat una disminució del pH (Shahalan *et al.*, 1998; Angin *et al.*, 2005) que alguns autors han relacionat amb alts nivells de nitrificació i degradació de la matèria orgànica aportada amb l'aigua de reg (Vazquez-Montiel *et al.*, 1996; Mohammad i Mazahreh, 2003; Kiziloglu *et al.*, 2008). Les diferències entre els estudis poden ser degudes a l'estat fenològic del cultiu i a l'època de l'any. Així, segons Vazquez-Montiel *et al.* (1996) els valors més baixos de pH s'obtenen als inicis del cultiu, que és quan la nitrificació és major, i són mes alts al final de l'època de creixement.

D'altra banda, l'augment de fòsfor soluble és atribuïble a l'aportació de fòsfor mitjançant l'aigua de reg (Mohammad i Mazahreh, 2003; Mandal *et al.*, 2008).

Un altre efecte, també negatiu, del reg amb aigües residuals tractades, que ha estat esmentat per varis autors, és un augment de la salinitat del sòl que pot anar associat a una pèrdua de l'estabilitat dels agregats i, en conseqüència, a una disminució de la conductivitat hidràulica dels sòls regats amb aquestes aigües (Mohammad i Mazahreh, 2003; Qian i Mecham, 2005; Klay *et al.*, 2010).

El problema de la salinitat no s'ha tractat en el capítol 4, on s'estudien les parcel·les regades amb aigües residuals tractades durant més temps, però sí en el capítol 5, on es compara el reg amb aigües residuals tractades i amb aigües subterrànies en el Pla de Sant Jordi.

S'ha observat que la conductivitat elèctrica del sòl, que és un paràmetre indicador de la salinitat (Heidarpour *et al.*, 2007), és elevada durant el període de reg però davalla considerablement després de les pluges de tardor i hivern, de manera que no es dona una acumulació de sals al llarg dels anys. Les sals són rentades i arrossegades per l'aigua de pluja fins a la capa freàtica (Ben-Hur *et al.*, 2001). Això podria conduir a un augment de salinitat de les aigües subterrànies (Toze, 2006) però aquestes ja presenten una salinitat superior a la de les aigües residuals tractades a causa de la intrusió marina (Mateos *et al.*, 2001). De fet, els valors de conductivitat elèctrica més elevats es troben a les parcel·les regades amb aigües subterrànies, de manera que en el cas del Pla de Sant Jordi el reg amb aigües residuals tractades aporta menys sals i fins i tot pot contribuir a la reducció de la salinitat de les aigües subterrànies.

L'aportació de nutrients al sòl, principalment nitrogen, també pot tenir conseqüències negatives pel que fa a la contaminació dels aquífers subterranis per lixiviació de nitrats (Hamilton *et al.*, 2007).

El reg amb aigües residuals tractades augmenta el contingut en nitrats mentre que no té un efecte significatiu sobre el contingut en amoni, a pesar de que en algunes d'aquestes

aigües la forma amoniacal és majoritària. No obstant això, en les experiències en contenidors s'ha observat que la presència de vegetació redueix considerablement el contingut en nitrats del sòl en comparació amb sòls no sembrats, reduint així el rentat de nitrats. En canvi, en condicions de camp el contingut en nitrats augmenta durant el període de reg, a causa de les aportacions amb l'aigua de reg i de la mineralització de les restes de cultiu (Rahil i Antonopoulos, 2007).

En els perfils verticals del sòl s'observa una disminució del contingut en nitrats però encara es mantenen valors d' aproximadament 6 mg kg^{-1} entre els 20 i els 35 cm. La presència de nitrat per davall de la zona de les arrels suposa una contaminació potencial per nitrats de les aigües subterrànies (Pereira *et al.*, 2010). No obstant això, en el cas de l'alfals les arrels poden arribar fins a varis metres de fondària (Dardanelli *et al.*, 1997), tot i que la majoria de sòls de Mallorca són menys profunds. De fet, l'alfals es considera un cultiu excel·lent per a la rehabilitació del nitrogen inorgànic de les aigües subterrànies mitjançant el reg (Russelle *et al.*, 2001). Per aquest motiu és més recomanable reutilitzar les aigües residuals tractades per al reg agrícola, facilitant que el nitrogen inorgànic sigui reciclat pel cultiu, que abocar-les a torrents, des d'on es poden infiltrar als aquífers, causant un increment en nitrats de les aigües subterrànies.

El contingut en carboni orgànic soluble també és major en els sòls regats amb aigües residuals tractades per un llarg termini que en els sòls no regats, el que s'atribueix en part a les aportacions de matèria orgànica soluble amb l'aigua de reg (Chefetz *et al.*, 2006; Shon *et al.*, 2006) però també al maneig del sòl (Chantigny, 2003) i als exsudats de les arrels (Wu *et al.*, 2003).

En el Pla de Sant Jordi s'observa una variació estacional al llarg de l'any que probablement és deguda a la taxa de creixement del cultiu (Dhont *et al.*, 2002). En l'experiència en contenidors només s'observen diferències significatives entre sòls sembrats i no sembrats a l'Arenosòl però l'activitat biològica en els tres tipus de sòls és elevada, el que explica la ràpida reutilització d'aquest carboni orgànic soluble per part dels microorganismes del sòl (Boddy *et al.*, 2007). De fet el carboni orgànic soluble, tot i trobar-se en major quantitat en superfície, està poc estratificat en el sòl en comparació

amb altres paràmetres i això també es pot explicar per la seva ràpida reutilització per part dels microorganismes del sòl, que tenen una major densitat en els primers centímetres de sòl (Frey, 2007).

7.2. EFECTES DEL REG AMB AIGÜES RESIDUALS TRACTADES SOBRE LES PROPIETATS BIOLÒGIQUES DEL SÒL

Encara que amb les experiències realitzades no es poden treure conclusions definitives en relació als efectes específics del reg amb aigües residuals tractades sobre la biomassa microbiana i l'activitat biològica del sòl, sí que és possible aportar algunes dades que poden ser útils en futures investigacions sobre aquest tema.

Així, en contenidors no s'observen diferències en els sòls no sembrats regats amb diferents tipus d'aigües. En canvi, sí s'observen diferències en els paràmetres biològics dels sòls sembrats, que són atribuïbles al diferent creixement de la vegetació en funció de les aportacions de nutrients de les aigües residuals tractades i la solució nutritiva emprada.

No obstant això, a llarg termini s'observa una major biomassa microbiana i major activitat β -glucosidasa i fosfatasa alcalina en els sòls regats amb aigües residuals tractades que en els sòls agrícoles de referència, mentre que no hi ha diferències en relació a la respiració basal i l'activitat deshidrogenasa entre els dos grups de sòls. Aquestes diferències es poden atribuir a un efecte combinat entre el reg amb aigües residuals tractades i el maneig del cultiu (Truu *et al.*, 2009). De fet, en el seguiment realitzat en el Pla de Sant Jordi s'observa una major activitat β -glucosidasa i fosfatasa alcalina durant el període de reg, tot i que l'estimulació d'aquestes activitats també pot ser deguda per la major taxa de creixement i major freqüència de les segades que es dona en els mesos d'estiu i que fa que es dipositin restes en superfície (Dodor i Tabatabai, 2005).

Pel que fa a la distribució en fondària, s'observa una disminució de l'activitat β -glucosidasa que és més acusada en els primers centímetres de les parcel·les regades amb

aigües residuals tractades que a la parcel·la regada amb aigües subterrànies, el que podria estar relacionat amb l'aportació de substrats de carboni mitjançant l'aigua de reg (Chefetz *et al.*, 2006; Shon *et al.*, 2006).

Hi ha una alta correlació entre les activitats deshidrogenasa i β -glucosidasa que es dona en tots els estudis realitzats excepte a la variació estacional dels paràmetres químics i biològics del sòl (subcapítol 5.2). Les dues activitats enzimàtiques també estan altament correlacionades amb el carboni orgànic total. Això és perquè la presència de composts de carboni estimula l'activitat dels microorganismes del sòl que alliberen enzims relacionats amb el cicle del carboni (Roldán *et al.*, 2005; Melero *et al.*, 2009).

La manca de correlació entre aquestes dues activitats enzimàtiques a l'estudi de la variació estacional dels paràmetres químics i biològics del sòl (subcapítol 5.2) es deu a que la parcel·la regada amb aigua subterrània amb alta salinitat presenta una major activitat deshidrogenasa al llarg de tot el període d'estudi, causada en part per una fertilització prèvia amb adob orgànic (Liang *et al.*, 2005; Tejada *et al.*, 2006) i en part per la intervenció del Cl⁻ a les reaccions d'oxidoreducció (Tabatabai, 1982). En canvi, la salinitat té un efecte negatiu sobre l'activitat β -glucosidasa (García i Hernández, Rietz i Haynes, 2003). De fet, eliminant els valors d'aquesta parcel·la el coeficient de correlació augmenta passant de 0,126 a 0,275.

Les activitats ureasa, BAA-proteasa i arilsulfatasa només s'han mesurat a les experiències realitzades al Pla de Sant Jordi (capítol 5). L'activitat ureasa és més elevada durant el període de reg i disminueix en el mes de desembre, el que es pot relacionar amb l'aportació d'urea procedent de les aigües residuals tractades (Lew *et al.*, 2009) ja que la presència d'una major concentració de substrat, juntament amb la demanda de nitrogen per part dels microorganismes i la vegetació, estimula l'activitat d'aquest enzim (Fernández *et al.*, 2009). De fet en les parcel·les regades amb aigües residuals tractades l'activitat ureasa en superfície és més elevada que a la parcel·la regada amb aigua subterrània, malgrat que les diferències desapareixen a partir dels 5 cm de fondària.

En canvi, l'activitat BAA-proteasa és menor durant el període de reg ja que es pot veure inhibida per la major presència de carbohidrats (Bonmatí *et al.*, 2009) procedents de les aigües residuals tractades (Chefetz *et al.*, 2006; Shon *et al.*, 2006) i de les restes de cultiu (Dodor i Tabatabai, 2005).

D'altra banda l'activitat arilsulfatasa té tendència a augmentar al llarg del temps a les parcel·les regades amb aigües residuals tractades, el que pot ser degut a una estimulació causada pel reg amb aquestes aigües (Chen *et al.*, 2008) o a un increment del contingut en matèria orgànica (Klose *et al.*, 1999), ja sigui per les aportacions de carboni amb l'aigua de reg o a causa del maneig del sòl.

Els paràmetres biològics també varien en funció de la tipologia de sòl. Així, hi ha una clara relació entre la presència de col·loides del sòl (formats per minerals d'argila i matèria orgànica) i l'activitat biològica ja que els col·loides són una protecció per als enzims extracel·lulars (Dilly i Nannipieri, 2001; Taylor *et al.*, 2002; Criquet i Braud, 2008). Això s'observa clarament a l'experiència en contenidors ja que el Luvisòl, que és el que presenta una major proporció de minerals d'argila i també de matèria orgànica, té una biomassa microbiana, una respiració basal i unes activitats enzimàtiques significativament més elevades que el Regosòl i l'Arenosòl, destacant especialment les diferències observades per a les activitats deshidrogenasa i β -glucosidasa.

La matèria orgànica, a més de formar part dels col·loides del sòl i, per tant, protegir els enzims extracel·lulars, també afavoreix l'activitat biològica, ja que és una font d'aliment per als microorganismes del sòl i de substrats dels enzims estudiats (Sastre *et al.*, 1996; Pascual *et al.*, 2002).

Per aquest motiu, les pràctiques de maneig que contribueixen a incrementar els nivells de matèria orgànica d'un sòl, com la implantació de cultius plurianuals com l'alfals, que disminueixen les llaurades i aporten restes a la superfície del sòl, també afecten positivament als paràmetres biològics del sòl, augmentant la presència de microorganismes i la seva activitat (Zagal *et al.*, 2009).

A l'illa de Mallorca el reg amb aigües residuals tractades va associat a aquest tipus de maneig, de manera que al marge d'un possible efecte sobre els paràmetres biològics del sòl causats per les aportacions de composts orgànics amb les aigües residuals tractades, hi ha un efecte indirecte com a conseqüència del canvi de maneig de secà a regadiu i dels tipus de cultius associats al reg amb aquestes aigües que contribueixen a l'augment de la biomassa microbiana, l'activitat biològica i, per tant, la qualitat del sòl.

7.3. EFECTES DEL REG AMB AIGÜES RESIDUALS TRACTADES SOBRE ELS CULTIUS

La producció i composició mineral dels cultius s'ha estudiat només a les experiències en contenidors en plantes d'ordi (capítol 6). Aquestes s'han cultivat en condicions d'hidroponia, per a avaluar l'aportació de nutrients de les aigües residuals, i també en contenidors amb diferents tipologies de sòl. En aquest darrer cas, es consideren dues fonts de nutrients, l'aigua de reg i el propi sòl. Les aigües residuals tractades utilitzades són les mateixes en ambdues experiències, una procedent d'una estació depuradora convencional i l'altra procedent d'un sistema de depuració per llacunatge. A més, s'utilitza una solució nutritiva *Hoaglad* al 50% que representa una situació control en condicions òptimes i, en el cas del cultiu en contenidors amb diferents tipologies de sòl, també es fa un tractament amb aigua destil·lada per a determinar els nutrients aportats pel sòl.

En general s'ha observat una reducció del creixement de l'ordi regat amb aigües residuals tractades, en comparació amb el regat amb solució nutritiva, que ha estat més accentuada en els tractaments amb aigües procedents de llacunatge. El més probable és que aquest menor creixement sigui degut a la diferència en la concentració de nitrogen inorgànic de les aigües residuals tractades respecte a la solució nutritiva, tot i que no es poden descartar altres factors, com la menor disponibilitat de ferro a les aigües tractades amb sistemes de llacunatges causada per l'elevat pH de l'aigua.

L'aportació de nitrogen també té influència sobre el desenvolupament de la part aèria en la relació amb la part subterrània, que és molt superior en el cas de l'ordi cultivat en

solució nutritiva o, fins i tot, en aigües residuals tractades procedents d'una depuradora convencional, que en l'ordi regat amb aigües residuals tractades procedents d'un sistema de llacunatge. Això és perquè el subministrament de nitrogen té una major efecte sobre el creixement de la part aèria mentre que la deficiència d'aquest element estimula el desenvolupament del sistema radicular (Le Bot, 1998; Gastal i Lemaire, 2002).

L'ordi cultivat amb aigua residual tractada procedent de llacunatge té una menor producció però la concentració de nitrogen en els seus teixits és major que la de l'ordi cultivat amb aigua residual tractada procedent d'una depuradora convencional, tant en cultiu hidropònic com en el cultiu amb les diferents tipologies de sòl, el que s'explica per un efecte de concentració (Fonseca *et al.*, 2005), ja que el nitrogen és un element limitant en aquestes aigües. El fet de que el nitrogen sigui l'únic element que es comporta de manera similar tant en cultiu hidropònic com en cultiu amb sòl, indica que l'aigua de reg és la principal font de subministrament d'aquest element. En canvi, la concentració dels altres elements depèn també de la composició del sòl.

En el cultiu hidropònic l'ordi crescut amb les dues aigües residuals tractades té un major contingut en sodi, tant a la part aèria com a la part subterrània, que l'ordi crescut amb solució nutritiva, el que és atribuïble a la presència d'una major concentració de sodi a les aigües residuals tractades. No obstant això, en el cultiu amb sòl les diferències entre tractaments són mínimes i no tenen relació amb la composició de l'aigua de reg. Això pot ser degut a que en el sòl hi ha altres elements que limiten l'absorció de sodi per part de l'ordi, com per exemple el sílice (Liang, 1999) o el calci (Hu i Schmidhalter, 2005).

Els continguts en metalls pesants de l'ordi cultivat amb ambdós sistemes estan per davall dels valors crítics de toxicitat (Macnicol i Beckett, 1985). En cultiu hidropònic els valors de manganès en l'ordi crescut amb aigües residuals tractades està prop dels nivells crítics de deficiència (Husted *et al.*, 2005) però quan l'ordi es cultiva amb sòl els nivells de manganès són més elevats a causa de la presència d'aquest element en el sòl.

Cap de les dues aigües residuals tractades estudiades ha servit per a l'obtenció d'una producció de biomassa acceptable en les condicions de l'estudi a causa del seu baix contingut en nutrients, de manera que es poden utilitzar com a font d'aigua però es requereix d'una fertilització addicional. Si bé, això no vol dir que en condicions de camp, on hi ha un major volum explorable per a les arrels, la concentració de nutrients de les aigües residuals tractades no sigui suficient per a una bona fertilització del cultiu, en aquest sentit és necessari seguir investigant.

8. CONCLUSIONS FINALS

- 1) Els sòls regats amb aigües residuals tractades durant més de vint anys presenten valors de metalls pesant similars a altres sòls agrícoles de Mallorca, a excepció d'algunes parcel·les amb continguts significativament més elevats de plom i crom, que probablement provenen d'aportacions realitzades fa temps. Aquestes parcel·les estan localitzades a zones on la indústria de la pell hi ha estat present.
- 2) El reg continuat amb aigües residuals tractades incrementa el pH del sòl, el contingut en fòsfor soluble i en carboni orgànic soluble.
- 3) A llarg termini el reg amb aigües residuals tractades té un efecte positiu sobre la biomassa microbiana i les activitats β -glucosidasa i fosfatasa alcalina, així com, també, el maneig del sòl associat al reg amb aquestes aigües contribueix a l'estimulació de l'activitat biològica.
- 4) El maneig agrícola de l'alfals, principal cultiu regat amb aigües residuals tractades a l'illa Mallorca, permet una clara estratificació de les propietats químiques i biològiques del sòl degut al seu caràcter plurianual. Aquesta estratificació ja es constata de manera significativa als cinc anys sense llaurar i és especialment manifesta a les capes superiors del sòl.

- 5) El carboni orgànic total i les activitats deshidrogenasa i β -glucosidasa tenen una gradació molt marcada al llarg del perfil del sòl. Amb el reg amb aigües residuals tractades el contingut en carboni orgànic total i l'activitat β -glucosidasa dels primers 2 cm de sòl són significativament majors que els dels 3 cm següents, a diferència del que passa quan es rega amb aigües subterrànies, el que podria estar relacionat amb les aportacions de composts de carboni mitjançant l'aigua de reg.
- 6) Durant el període de reg el contingut en nitrats i la salinitat són clarament més elevats que durant el període sense reg, com a conseqüència de les aportacions de nitrogen inorgànic i sals mitjançant el reg.
- 7) Les característiques climàtiques del Pla de Sant Jordi, amb excedent hídric i, per tant, percolació durant l'hivern, són molt importants per a recuperar els sòls de l'increment de salinitat que es pot produir amb el reg amb aigües residuals tractades durant els mesos d'estiu.
- 8) Alguns paràmetres biològics també presenten variacions estacionals atribuïbles en part al reg i en part a la fenologia del cultiu, és el cas de les activitats β -glucosidasa i ureasa, que augmenten durant el període de reg, i de l'activitat BAA-proteasa que disminueix.
- 9) En general l'activitat biològica és major en els sòls regats amb aigües residuals tractades que en els sòls regats amb aigües subterrànies que no han rebut un adobat orgànic addicional.
- 10) La tipologia de sòl té una forta influència sobre la biomassa microbiana i l'activitat biològica del sòl. Un alt contingut en matèria orgànica i minerals d'argila afavoreix la presència de microorganismes, la respiració basal i les activitats enzimàtiques deshidrogenasa, β -glucosidasa i fosfatasa alcalina a causa del paper protector dels col·loides del sòl.

- 11) Els exsudats de les arrels també estimulen la presència i activitat dels microorganismes quan la disponibilitat de nutrients és l'adequada, tot i que en condicions de deficiència en nutrients, la competència amb les plantes redueix la biomassa microbiana del sòl.

- 12) L'aigua residual tractada de manera convencional té un major contingut en nutrients que l'aigua residual tractada amb un sistema de llacunatge; no obstant això, el contingut en nutrients dels dos tipus d'aigües residuals tractades no és suficient per a mantenir una productivitat d'ordi elevada en condicions d'hidroponia, essent el nitrogen el principal nutrient limitant d'aquestes aigües.

- 13) No s'ha detectat cap efecte negatiu en relació a l'acumulació de metalls pesants en fulles d'ordi regat amb aigües residuals tractades.

- 14) Les aigües residuals tractades constitueixen un recurs valuós pel reg en aquelles àrees on les aigües subterrànies estan afectades per la intrusió marina o que no disposen d'un altre recurs hídic, sense menysprear els elements minerals que hi poden anar associats.

9. BIBLIOGRAFIA

Acosta-Martínez, V., Cruz, L., Sotomayor-Ramírez, D., Pérez-Alegría, L. (2007) Enzyme activities as affected soil properties and land use in a tropical watershed. *Applied Soil Ecology* 35: 35-45.

Acosta-Martínez, V., Zobeck, T.M., Gill, T.E., Kennedy, A.C. (2003) Enzyme activities and microbial community structure in semiarid agricultural soils. *Biology and Fertility of Soils* 38: 216-227.

Adamo, P., Denaix, L., Terribile, F., Zampella, M. (2003) Characterization of heavy metals in contaminated volcanic soils of the Solofrana river valley (southern Italy). *Geoderma* 117: 347-366.

Adriano, D.C. (2001) *Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals*. Springer-Verlang, New York.

Adrover, M., Moyà, G., Vadell, J. (2007) Efecto del riego con agua residual tratada sobre la actividad biológica de tres suelos. Dins: Bellifante, N., Jordán, A. (Eds.) *Tendencias Actuales de la Ciencia del Suelo*. Universidad de Sevilla, Sevilla, pàgines 546-553.

Aganga, A.A., Machacha, S., Sebolai, B., Thema, T., Marotsi, B.B. (2005) Minerals in soils and forages irrigated with secondary treated sewage water in Sebele, Botswana. *Journal of Applied Sciences* 5: 155-161.

Aiello, R., Cirelli, G.L., Consoli, S. (2007) Effects of reclaimed wastewater irrigation on soil and tomato fruits: A case study in Sicily (Italy). *Agricultural Water Management* 93: 65-72.

Alam, S., Kamei, S., Kawai, S. (2001) Response of iron-deficient barley plants to manganese in nutrient solution. *Journal of Plant Nutrition* 24: 147-158.

Albiach, R., Canet, R., Pomares, F., Ingelmo, F. (2001) Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years. *Bioresource Technology* 77: 109-114.

Albuquerque, J.A., González, J., García, D., Cegana, J. (2007) Effects of a compost made from the solid by-product (“alperujo”) of the two-phase centrifugation system for olive oil extraction and cotron gin waste on growth and nutrient content of rygrass (*Lolium perenne*). *Bioresource Technology* 98: 940-945.

Alef, K. (1998) Soil respiration. Dins: Alef, K., Nannipieri, P. (Eds.) *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Champter 5. Academic Press, San Diego, pàgines 216-217.

Allison, S.D., Vitousek, P.M. (2005) Responses of extracellular enzymes to simple and complex nutrient inputs. *Soil Biology and Biochemistry* 37: 937-944.

Alloway, B.J. (1995) *Heavy metals in soils*. Blackie Academic & Professional Publishers, London.

Almas, A.R., Singh, B.R. (2001) Plant uptake of Cadmium-109 and Zinc-65 at different temperature and organic mater levels. *Journal of Environmental Quality* 30: 869-877.

Alvarez, C.R., Alvarez, R., Grigera, M.S., Lavado, R.S. (1998) Associations between organic matter fractions and the active soil microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 30: 767-773.

Alvarez-Bernal, D., Contreras-Ramos, S.M., Trujillo-Tapia, N., Olalde-Portugal, V., Frías-Hernández, J.T., Dendooven, L. (2006) Effects of tanneries wastewater on chemical and biological soil characteristics. *Applied Soil Ecology* 33: 269-277.

Alvear, M., Rosas, A., Rouanet, J.L., Borie, F. (2005) Effects of three soil tillage systems on some biological activities in an Ultisol from southern Chile. *Soil and Tillage Research* 82: 195-202.

Al-Zu'bi, Y. (2007) Effect of irrigation water on agricultural soil in Jordan valley: An example from arid area conditions. *Journal of Arid Environments* 70: 63-79.

Amengual, C., Moyá, G., Martínez-Taberner, A., Forss-Sánchez, A. (2007) Sistema integral de depuración de aguas residuales en la Universitat de les Illes Balears. *Tecnología del agua* 284: 54-59.

Anderson, J. (2003) The environmental benefits of water recycling and reuse. *Water Science and Technology: Water Supply* 3: 1-10.

Angelakis, A.N., Bontoux, L. (2001) Wastewater reclamation and reuse in Eureau countries. *Water Policy* 3: 47-59.

Angelakis, A.N., Marecos do Monte, M.H.F., Bontoux, L., Asano, T. (1999) The status of wastewater reuse practice in the mediterranean basin: need for guidelines. *Water Research* 33 (10): 2201-2217.

Angin, I., Yaganoglu, A.V., Turan, M. (2005) Effects of long-term wastewater irrigation on soil properties. *Journal of Sustainable Agriculture* 26: 31-42.

APHA-AWWA-WPCF (1992) *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales*. Ediciones Díaz de Santos, Madrid.

Arenas, J.A. (2000) *Diccionario técnico y jurídico del medio ambiente*. McGRAW-HILL, Madrid.

Asano, T., Cotruvo, J.A. (2004) Groundwater recharge with reclaimed municipal wastewater: health and regulatory considerations. *Water Research* 38: 1941-1951.

Asano, T., Levine, A.D. (1996) Wastewater reclamation, recycling and reuse: past, present, and future. *Water Science and Technology* 33: 1-14.

Aucejo, A., Ferrer, J., Gabaldón, C., Marzal, P., Seco, A. (1997) Diagnosis of boron, fluoride, lead, nickel and zinc toxicity in citrus plantations in Villarreal, Spain. *Water, Air, and Soil Pollution* 94: 349-360.

Ayala-Carcedo, F.J. (2001) Impactos del cambio climático sobre los recursos hídricos en España y viabilidad del plan hidrológico nacional 2000. Dins: Arrojo, P. (Ed.) *El Plan Hidrológico Nacional a debate*. Fundación nueva cultura del agua, Bilbao, pàgines 51-66.

Bailey, J.S., Beattie, J.A.M., Kilpatrick, D.J. (1997) The diagnosis and recommendation integrated system (DRIS) for diagnosing the nutrient status of grassland swards: I. Model establishment. *Plant and Soil* 197: 127-135.

Bandick, A.K., Dick, R.P. (1999) Field management effects on soil enzyme activities. *Soil Biology and Biochemistry* 31: 1471-1479.

Barajas, M., Estrada, H., Rios, J.D., Oropeza, J.L., Rodríguez, R. (2009) Distribution and mobility of Cr in tannery waste amended semi-arid soils under simulated rainfall. *Journal of Hazardous Materials* 171: 851-858.

Bardgett, R.D., Mawdsley, J.L., Edwards, S., Hobbs, P.J., Rodwell, J.S., Davies, W.J. (1999) Plant species and nitrogen effects on soil biological properties of temperate upland grasslands. *Functional Ecology* 13: 650-660.

- Barton, L., Schipper, L.A., Barkle, G.F., McLeod, M., Speir, T.W., Taylor, M.D., McGill, A.C., van Schaik, A.P., Fitzgerald, N.B., Pandey, S.P. (2005) Land application of domestic effluent onto four soil types: plant uptake and nutrient leaching. *Journal of Environmental Quality* 34: 635-643.
- Bastida, F., Zsolnay, A., Hernández, T., García, C. (2008) Past, present and future of soil quality indices: a biological perspective. *Geoderma* 147: 159-171.
- Bausenwein, U., Gattinger, A., Langer, U., Embacher, A. Hartmann, H.-P., Sommer, M., Munch, J.C., Schloter, M. (2008) Exploring soil microbial communities and soil organic matter: Variability and interactions in arable soils under minimum tillage practice. *Applied Soil Ecology* 40: 67-77.
- Bech, J., Tobías, F.J., Roca, N. (2001) Nivells basals de metalls pesants i elements traça a sòls de Catalunya. Dins: Institució Catalana d'Estudis Agraris (Ed.) *Dossiers agraris. Sòls contaminants*. ICEA, Barcelona, pàgines 19-35.
- Bech, J., Tume, P., Longan, Ll., Reverter, F. (2005) Baseline concentrations of trace elements in surface soils of the Torrelles and Sant Climent municipal districts (Catalonia, Spain). *Environmental Monitoring and Assessment* 108: 309-322.
- Bellanca, A., Hauser, S., Neri, R., Palumbo, B. (1996) Mineralogy and geochemistry of Terra Rossa soils, western Sicily: insights into heavy metal fractionation and mobility. *Science of the Total Environment* 193: 57-67.
- Ben-Hur, M., Li, F.H., Keren, R., Ravina, I., Shalit, G. (2001) Water and salt distribution in a field irrigated with marginal water under high water table conditions. *Soil Science Society of American Journal* 65: 191-198.
- Bertín, C., Yang, X., Weston, L.A. (2003) The role of root exudates and allelochemicals in the rhizosphere. *Plant and Soil* 256: 67-83.
- Bibiloni, A., Pons, J. (2001) La fuerza del trabajo en la industria del calzado de Mallorca 1900-1970. *VII Congreso de la Asociación de Historia Económica*. Zaragoza.

Bixio, D., Thoeve, C., De Koning, J., Joksimovic, D., Savic, D., Wintgens, T., Melin, T. (2006) Wastewater reuse in Europe. *Desalination* 187: 89-101.

Blevins, L.L., Prescott, L.E., Van Niejanhuis, A. (2006) The roles of nitrogen and phosphorus in increasing productivity of western hemlock and western redcedar plantations on northern Vancouver Island. *Forest Ecology and Management* 234: 116-122.

Blumenthal, U.J., Mara, D., Peasey, A., Ruiz-Palacios, G., Stott, R. (2000) Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising WHO guidelines. *Bulletin of the World Health Organization* 78: 1104-1116.

Boddy, E., Hill, P.W., Farrar, J. Jones, D.L. (2007) Fast turnover of low molecular weight components of the dissolved organic carbon pool of temperate grassland field soils. *Soil Biology and Biochemistry* 39: 827-835.

Bol, R., Kandeler, E., Amelung, W., Glaser, B., Marx, M.C., Preedy, N., Lorenz, K. (2003) Short-term effects of dairy slurry amendment on carbon sequestration and enzyme activities in a temperate grassland. *Soil Biology and Biochemistry* 35: 1411-1421.

Bolland, M.D.A., Brennan, R.F. (2005) Critical phosphorus concentrations for oats, barley, triticale, and narrow-leaf lupin. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 36: 1177-1186.

Bonmati, M., Ceccanti, B., Nannipieri, P. (1998) Protease extraction from soil by sodium pyrophosphate and chemical characterization of the extracts. *Soil Biology and Biochemistry* 30: 2113-2125.

Bonmati, M. Ceccanti, B., Nannipieri, P., Valero, J. (2009) Characterization of humus-protease complexes extracted from soil. *Soil Biology and Biochemistry* 41: 1199-1209.

Bould, C. (1965) Soil and plant nutrient content in relation to crop yield. *Proceedings of the Nutrition Society* 24: 21-29.

Bouma, J., Finke, P.A., Hoosbeek, M.R., Breeuwsma, A. (1998) Soil and water quality at different scales: concepts, challenges, conclusions and recommendations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 50: 5-11.

Boyer, J.N., Groffman, P.M. (1996) Bioavailability of water extractable organic carbon fractions in forest and agricultural soil profiles. *Soil Biology and Biochemistry* 28: 783-790.

Boyer, J.N., Groffman, P.M. (1996) Bioavailability of water extractable organic carbon fractions in forest and agricultural soil profiles. *Soil Biology and Biochemistry* 28: 783-790.

Bremner, J.M., Mulvaney, C.S. (1982) Nitrogen – Total. Dins: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (Eds.) *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*. American Society of Agronomy, Madison, pàgines 595-624.

Bronick, C.J., Lal, R. (2005) Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124: 3-22.

Brown, P.A., Gill, S.A., Allen, S.J. (2000) Metal removal from wastewater using peat. *Water Research* 34, 3907-3916.

Brzezinska, M., Stepniewska, Z., Stepniewski, W. (2001) Dehydrogenase and catalase activity of soil irrigated with municipal wastewater. *Polish Journal of Environmental Studies* 10: 307-311.

Brzezinska, M., Tiwari, S.C., Stepniwska, Z., Nosalewicz, M., Bennicelli, R.P., Samborska, A. (2006) Variation of enzyme activities, CO₂ evolution and redox potential in an Eutric Histosol irrigated with wastewater and tap water. *Biology and Fertility of Soils* 43: 131-135.

Burger, M., Jackson, L.E. (2003) Microbial immobilization and nitrification rates in organic and conventional cropping systems. *Soil Biology and Biochemistry* 35: 29-36.

Byron, L., Pilgrimage, C.H. (1996) Soil colloids: their nature and practical significance. Dins: Brady, N.C., Weil, R.R. (Eds.) *The Nature and Properties of Soils*. Prentice Hall, New Jersey, pàgines 241-270.

Cajustre, L.J., Carrillo, R., Cota, E., Laird, R.J. (1991) The distribution of metals from wastewater in the Mexican valley of Mezquital. *Water, Air, and Soil Pollution* 57-58: 763-771.

Camobreco, V.J., Richards, B.K., Steenhuis, T.S., Peverly, J.H., McBride, M.B. (1996) Movement of heavy metals through undisturbed and homogenized soil columns. *Soil Science* 161: 740-750.

Carter, M.R. (2002) Soil quality for sustainable land management: organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. *Agronomy Journal* 94: 38-47.

Chakrabarti, C. (1995) Residual effects of long-term land application of domestic wastewater. *Environment International* 21: 333-339.

Chantigny, M.H. (2003) Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practices. *Geoderma* 113: 357-380.

Charerntanyarak, L. (1999) Heavy metals removal by chemical coagulation and precipitation. *Water Science Technology* 39: 135-138.

Chefetz, B., Ilani, T., Schulz, E., Chorover, J. (2006) Wastewater dissolved organic matter: characteristics and sorptive capabilities. *Water Science and Technology* 53: 51-57.

Chen, W., Wu, L., Frankenberger, W.T., Chang, A.C (2008) Soil enzyme activities of long-term reclaimed wastewater-irrigated soils. *Journal of Environmental Quality* 37: S-36-S-42.

Cheng, W., Kuzyakov, Y. (2005) Root effects on soil organic matter decomposition. Dins: Wright, S., Zobel, R. (Eds.) *Roots and Soil Management: Interactions between Roots and the Soil*. Agronomy Monograph no. 48. American Society of Agronomy, Madison, pàgines 119-143.

Cheng, W., Zhang, Q., Coleman, D.C., Carroll, C.R., Hoffman, C.A. (1996) Is available carbon limiting microbial respiration in the rhizosphere? *Soil Biology and Biochemistry* 28: 1283-1288.

Comisión Europea (2001) *Procesos extensivos de depuración de las aguas residuales adaptadas a las pequeñas y medias colectividades*. Oficina de las publicaciones oficiales de las comunidades europeas, Luxemburgo.

Connolly, M.A., Gayer, M., Ryan, M.J., Salam, P., Spiegel, P., Heymann, D.L. (2004). Communicable diseases in complex emergencies: impact and challenges. *The Lancet* 364: 1974-1983.

Coppola, A., Santini, A., Botti, P., Vacca, S., Comegna, V., Severino, G. (2004) Methodological approach for evaluation the response of soil hydrological behavior to irrigation with treated municipal wastewater. *Journal of Hydrology* 292: 114-134.

Criquet, S., Braud, A. (2008) Effects of organic and mineral amendments on available P and phosphatase activities in a degraded Mediterranean soil under short-term incubation experiment. *Soil and Tillage Research* 98: 164-174.

Crook, J. (1998) Wastewater reclamation and reuse criteria. Dins: Asano, T. (Ed.) *Wastewater reclamation and reuse*. Technomic Publishing, Lancaster, pàgines 627-704.

Crowley, D.E., Wu, C.L., Gries, D., Brünn, S., Parker, D.R. (2002) Quantitative traits associated with adaptation of three barley (*Hordeum vulgare* L.) cultivars to suboptimal iron supply. *Plant and Soil* 241, 57-65.

Dardanelli, J.L., Bachmeier, O.A., Sereno, R., Gil, R. (1997) Rooting depth and soil water extraction patterns of different crops in a silty loam Haplustoll. *Field Crops Research* 54: 29-38.

Davies, B.E. (1997) Heavy metal in contaminated soils in an old industrial area of Wales, Great Britain: Source identification through statistical data interpretation. *Water, Air, and Soil Pollution* 94: 85-98.

Davis, R.D., Beckett, P.H.T., Wollan, E. (1978) Critical levels of twenty potentially toxic elements in young spring barley. *Plant and Soil* 49: 395-408.

De Miguel, E., Llamas, J.F., Chacón, E., Berg, T., Larssen, S., Royset, O., Vadset, M. (1997) Origin and patterns of distribution of trace elements in street dust: unleaded petrol and urban lead. *Atmospheric Environment* 31: 2733-2740.

De Temmerman, L., Vanongeval, L., Boon, W., Hoenig, M., Geypens, M. (2003) Heavy metal content of arable soils in Northern Belgium. *Water, Air, and Soil Pollution* 148: 61-76.

De Vries, W., Römkens, P.F.A.M., van Leeuwen, T., Bronswijk, J.J.B. (2002) Heavy Metals. Dins: Haygarth, P.M., Jarvis, S.C. (Eds.) *Agriculture, Hydrology and Water Quality*. CAB International, Wallingford, pàgines 107-132.

Debosz, K., Rasmussen, P.H., Pedersen, A.R. (1999) Temporal variations in microbial biomass C and cellulolytic enzyme activity in arable soils: effect of organic matter input. *Applied Soil Ecology* 13: 209-218.

Del Río-Celestino, M., Font, R., Moreno-Rojas, R., De Haro-Bailón, A. (2006) Uptake of lead and zinc by wild plants growing on contaminated soils. *Industrial Crops and Products* 24: 230-237.

Deng, S.P., Tabatabai, M.A. (1997) Effect of tillage and residue management on enzyme activities in soils: III. Phosphatases and arylsulfatase. *Biology and Fertility of Soils* 24: 141-146.

Dhont, C., Castonguay, Y., Nadeau, P., Bélanger, G., Chalifour, F.P. (2002) Alfalfa root carbohydrates and regrowth potential in response to fall harvests. *Crop Science* 42: 754-765.

Díaz, J.A. (1988) *Depuración de aguas residuales*. MOPU, Madrid.

Díaz-Zorita, M., Grove, J.H. (2002) Duration of tillage Management affects carbon and phosphorus stratification in phosphatic Paleudalfs. *Soil and Tillage Research* 66: 165-174.

Dick, R.P. (1994) Soil enzyme activities as indicators of soil quality. Dins: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F., Stewart, B.A. (Eds.) *Defining soil quality for sustainable environment*. Soil Science Society of America, Madison, pàgines 107-124.

Dick, W.A., Cheng, L., Wang, P. (2000) Soil acid and alkaline phosphatase activity as pH adjustment indicators. *Soil Biology and Biochemistry* 32: 1915-1919.

Díez, M. (2006) *Valores de fondo de elementos traza en suelos de la provincia de Granada*. Tesi doctoral, Universidad de Granada.

Dilly, O., Blume, H.P., Sehy, U., Jimenez, M., Munch, J.C. (2003) Variation of stabilised, microbial and biologically active carbon and nitrogen in soil under contrasting land use and agricultural management practices. *Chemosphere* 52: 557-569.

Dilly, O., Nannipieri, P. (2001) Response of ATP content, respiration rate and enzyme activities in an arable and a forest soil to nutrient additions. *Biology and Fertility of Soils* 34: 64-72.

Dodor, D.E., Tabatabai, M.A. (2005) Glicosidases in soil as affected by cropping systems. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 168: 749-758.

Doran, J.W., Zeiss, M.R. (2000) Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology* 15: 3-11.

Dou, F., Wright, A.L., Hons, F.M. (2007) Depth distribution of soil organic C and N after long-term soybean cropping in Texas. *Soil and Tillage Research* 94: 530-536.

Doube, B.M., Williams, P.M.L., Willmott, P.J. (1997) The influence of two species of earthworm (*Aporrectodea trapezoides* and *Aporrectodea rosea*) on the growth of wheat, barley and faba beans in three soil types in the greenhouse. *Soil Biology and Biochemistry* 29: 503-509.

Dunn, R.M., Mikola, J., Bol, R., Bardgett, R.D. (2006) Influence of microbial activity on plant-microbial competition for organic and inorganic nitrogen. *Plant and Soil* 289: 321-334.

Durham, B., Rinck-Pfeiffer, S., Guendert, D. (2002) Integrated water resource management – through reuse and aquifer recharge. *Desalination* 152: 333-338.

Eivazi, F., Tabatabai, M.A. (1977) Phosphatases in soils. *Soil Biology and Biochemical* 9: 167-172.

Ersoy, A., Yunsel, T.Y., Cetin, M. (2004) Characterization of land contaminated by past heavy metal mining using geostatistical methods. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 46: 162-175.

Estrany, J. (2009) *Hydrology and sediment transport in the agricultural Na Borges River basin (Mallorca, Balearic Islands). A Mediterranean groundwater dominated river under traditional soil conservation practices*. Tesi doctoral, Universitat de les Illes Balears.

Facchinelli, A., Sacchi, E., Mallen, L. (2001) Multivariate statistical and GIS – based approach to identify heavy metal sources in soils. *Environmental Pollution* 114: 313-324.

Farrús, E., Viète, I., Calafat, A., Vadell, J. (2002) Toposecuencias de suelos desarrollados sobre dos tipologías contrastadas: calizas margosas y calizas duras. *Bolletí de la Societat d' Història Natural de les Illes Balears* 45: 21-43.

Fernández, J.M., Plaza, C., García-Gil, J.C., Polo, A. (2009) Biochemical properties and barley yield in a semiarid Mediterranean soil amended with two kinds of sewage sludge. *Applied Soil Ecology* 42: 18-24.

Filip, Z., Kanazawa, S., Berthelin, J. (1999) Characterization of effects of a long-term wastewater irrigation on soil quality by microbiological and biochemical parameters. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 162: 409-413.

Filip, A., Kanazawa, S., Berthelin, J. (2000) Distribution of microorganisms, biomass ATP, and enzyme activities in organic and mineral particles of a long-term wastewater irrigated soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163: 143-150.

Firbank, L.G., Cousens, R., Mortimer, A.M., Smith, R.G.R. (1990) Effects of soil type on crop yield-weed density relationships between winter wheat and *Bromus Sterilis*. *Journal of Applied Ecology* 27: 308-318.

Fonseca, A.F., Melfi, A.J. Montes, C.R. (2005) Maize growth and changes in soil fertility after irrigation with treated sewage effluent. I. Plant dry matter yield and soil nitrogen and phosphorus availability. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 36: 1965-1981.

Foth, H.D., Ellis, B. G. (1997) *Soil fertility*. CRC Press, Florida.

Franzluebbers, A.J. (2002) Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil and Tillage Research* 66: 95-106.

Franzluebbers, A.J., Hons, F.M. (1996) Soil-profile distribution of primary and secondary plant-available nutrients under conventional and no tillage. *Soil and Tillage Research* 39: 229-239.

Frazaó, L.A., Piccolo, M.C., Feigl, B.J., Cerri, C.C., Cerri, C.E.P. (2010) Inorganic nitrogen, microbial biomass and microbial activity of a sandy Brazilian Cerrado soil under different land uses. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 135: 161-167.

Frey, S.D. (2007) Spatial distribution of soil organisms. Dins: Paul, E.A. (Ed.), *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry*. Academic Press, Oxford, pàgines. 283-300.

Friedel, J.K., Langer, T., Siebe, C., Stahr, K. (2000) Effects of long-term waste water irrigation on soil organic matter, soil microbial biomass and its activities in central Mexico. *Biology and Fertility of Soils* 31: 414-421.

Friedler, E. (2001) Water reuse – and integral part of water resources management: Israel as a case study. *Water Policy* 3: 29-39.

Friesl, W., Friedl, J., Platzer, K., Horak, O., Gerzabek, M.H. (2006) Remediation of contaminated agricultural soils near former Pb/Zn smelter in Austria: Batch, pot and field experiments. *Environmental Pollution* 144: 40-50.

Gallegos, E., Warren, A., Robles, E., Campoy, E., Calderon, A., Sainz, M.G., Bonilla, P., Escolero, O. (1999) The effects of wastewater irrigation on groundwater quality in Mexico. *Water Science and Technology* 40: 45-52.

Gantzer, C., Gillerman, L., Kuznetsov, M., Oron, G. (2001) Adsorption and survival of faecal coliforms, somatic coliphages and F-specific RNA phages in soil irrigated with wastewater. *Water Science and Technology* 43: 117-124.

García, C., Hernandez, T. (1996) Influence of salinity on the biological and biochemical activity of a calciothird soil. *Plant and Soil* 178: 255-263.

García, C., Hernandez, T., Costa, F. (1994) Microbial activity in soils under Mediterranean environmental conditions. *Soil Biology and Biochemistry* 26: 1185-1191.

García-Gil, J.C., Plaza, C., Soler-Rovira, P., Polo, A. (2000) Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 32: 1907-1913.

Gastal, F., Lemaire, G. (2002) N uptake and distribution in crops: an agronomical and ecophysiological perspective. *Journal of Experimental Botany* 53: 789-799.

Gelsomino, A., Badalucco, L., Ambrosoli, R., Crecchio, C., Puglisi, E., Meli, S.M. (2006) Changes in chemical and biological soil properties as induced by anthropogenic disturbance: A case study of an agricultural soil under recurrent flooding by wastewaters. *Soil Biology and Biochemistry* 38: 2069-2080.

George, T.S., Gregory, P.J., Wood, M., Read, D., Buresh, R.J. (2002) Phosphatase activity and organic acids in rhizosphere of potential agroforestry species and maize. *Soil Biology and Biochemistry* 34: 1487-1494.

Ghaly, A.E., Kamal, M., Mahmoud, N.S. (2005) Phytoremediation of aquaculture wastewater for water recycling and production of fish feed. *Environmental International* 31: 1-13.

Ginard, A. (1989) L'abastament d'aigua a Palma durant el segle XIX. *Treballs de geografia* 41: 59-72.

Girvan, M.S., Bullimore, J., Pretty, J.N., Osborn, A.M., Ball, A.S. (2003) Soil type is the primary determinant of the composition of the total and active bacterial communities in arable soils. *Applied and Environmental Microbiology* 69: 1800-1809.

Green, V.S., Stott, D. E., Cruz, J.C., Curi, N. (2007) Tillage impacts on soil biological activity and aggregation in a Brazilian Cerrado Oxisol. *Soil and Tillage Research* 92: 114-121.

Groffman, P.M., Eagan, P., Sullivan, W.M., Lemunyon, J.L. (1996) Grass species and soil type effects on microbial biomass and activity. *Plant and Soil* 183: 61-67.

Güsewell, S. (2004) N : P ratios in terrestrial plants: variation and functional significance. *New Phytologist* 164: 243 – 266.

Guijarro J.A., (1986) *Contribución a la Bioclimatología de Baleares*. Tesi doctoral, Universitat de les Illes Balears.

Guillemin, J.P., Orozco, M.O., Gianinazzi-Pearson, V., Gianinazzi, S. (1995) Influence of phosphate fertilization on fungal alkaline phosphatase and succinate dehydrogenase activities in arbuscular mycorrhiza of soybean and pineapple. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 53: 63-69.

Hamilton, A., Stagnitti, F., Xiong, X., Kreidl, S.L., Benke, K.K., Maher, P. (2007) Wastewater irrigation: the state of play. *Vadose Zone Journal* 6: 823-840.

Harussi, Y., Rom, D., Galil, N., Semiat, R. (2001) Evaluation of membrane processes to reduce the salinity of reclaimed wastewater. *Desalination* 137: 71-89.

Hassanli, A.M., Javan, M., Saadat, Y. (2008) Reuse of municipal effluent with drip irrigation and evaluation the effect on soil properties in a semi-arid area. *Environmental Monitoring and Assessment* 144: 151-158.

Haynes, R.J., Beare, M.H. (1997) Influence of six crop species on aggregate stability and some labile organic matter fractions. *Soil Biology and Biochemistry* 29: 1647-1653.

Heidarpour, M., Mostafazadeh-Fard, B., Abedi-Koupai, J., Malekian, R. (2007) The effects of treated wastewater on soil chemical properties using subsurface and surface irrigation methods. *Agricultural Water Management* 90: 87-94.

Helalia, A.M., Al-Tahir, O.A., Al-Nabulsi, Y.A. (1996) The influence of irrigation water salinity and fertilizer management on the yield of Alfalfa (*Medicago sativa* L.) *Agricultural Water Management* 31: 105-114.

Hernández, J.A., Fernández, M.T., Alarcón, M.A. (2007) Valores de fondo y de referencia para Cd, Co, Cr, Pb y Zn en suelos del Campo de Cartagena (Murcia SE Espanya). Dins: Bellifante, N., Jordán, A. (Eds.) *Tendencias Actuales de la Ciencia del Suelo*. Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola (Universidad de Sevilla), Sevilla, pàgines 264-269.

Hoagland, D.R. Arnon, D.I. (1950) The water-culture method for growing plants without soil. *Circular 347*. University of California Agricultural Experiment Station, Berkley.

Hopper, D.A., Stutte, G.W., McCormack, A., Barta, D.J., Heins, R.D., Erwin, J.E., Tibbitts, T.W. (1997) Crop growth requirements. Dins: Langhans, R.W., Tibbitts, T.W. (Eds.) *Plant Growth Chamber Handbook*. North Central Regional Research Publication No. 340, Iowa, pàgines 105-118.

Horn, R., Taubner, H., Wuttke, M., Baumgartl, T. (1994) Soil physical properties related to soil structure. *Soil and Tillage Research* 30: 187-216.

Houhou, J., Lartiges, B.S., Montarges-Pelletier, E., Sieliechi, J., Ghanbaja, J., Kohler, A. (2009) Sources, nature, and fate of heavy metal-bearing particles in the sewer system. *Science of the Total Environment* 407: 6052-6062.

Hu, Y., Schmidhalter, U. (2005) Drought and salinity: A comparison of their effects on mineral nutrition of plants. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 168: 541-549.

Huang, Z., Xu, Z., Chen, C., Boyd, S. (2008) Changes in soil carbon during the establishment of a hardwood plantation in subtropical Australia. *Forest Ecology and Management* 254: 46-55.

Hussain, G., Al-Jaloud, A.A., Karimulla, S. (1996) Effect of treated effluent irrigation and nitrogen on yield and nitrogen use efficiency of wheat. *Agricultural Water Management* 30: 175-184.

Hussain, G., Al-Saati, A.J. (1999) Wastewater quality and its reuse in agriculture in Saudi Arabia. *Desalination* 123: 241-251.

Husted, S., Thomse, M.U., Mattsson, M., Schjoerring, J.K. (2005) Influence of nitrogen and sulphur form on manganese acquisition by barley (*Hordeum vulgare*). *Plant and Soil* 268: 309-317.

Ingestad, T., Agren, G.I. (1995) Plant nutrition and growth: Basic principles. *Plant and Soil* 168-169: 15-20.

Jackson, L.E., Calderon, F.J., Steenwerth, K.L., Scow, K.M., Rolston, D.E. (2003) Responses of soil microbial processes and community structure to tillage events and implications for soil quality. *Geoderma* 114: 305-317.

Jiménez-Cisneros, B. (1995) Wastewater reuse to increase soil productivity. *Water Science and Technology* 32: 173-180.

Jones, D.L., Willett, V.B. (2006) Experimental evaluation of methods to quantify dissolved organic nitrogen (DON) and dissolved organic carbon (DOC) in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 38: 991-999.

Kabata-Pendias, A. (2001) *Trace Elements in Soils and Plants*. CRC Press, Boca Raton.

Kandeler, E., Gerber, H. (1988) Short-term assay of urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biology and Fertility of Soils* 8, 199-202.

Karacic, A., Weih, M. (2006) Variation in growth and resource utilization among eight poplar clones grown under different irrigation and fertilization regimes in Sweden. *Biomass and Bioenergy* 30: 115-124.

Karlen, D.L., Mausbach, M.J., Doran, J.W., Cline, R.G., Harris, R.F., Schuman, G.E. (1997) Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Science Society American Journal* 61: 4-10.

Karlen, D.L., Wollenhaupt, N.C., Erbach, D.C., Berry, E.C., Swan, J.B., Eash, N.S., Jordahl, J.L. (1994) Long-term tillage effects on soil quality. *Soil and Tillage Research* 32: 313-327.

Kaya, D., Dilek, F.B., Gökçay, C.F. (2007) Reuse of lagoon effluents in agriculture by post-treatment in a step feed dual treatment process. *Desalination* 215: 29-36.

Keeney, D.R., Nelson, D.W. (1982) Nitrogen – inorganic forms. Dins: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (Eds.) *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*. American Society of Agronomy, Madison, WI, pp. 643-698.

Kelly, J., Thornton, I. (1996) Urban Geochemistry: A study of the influence of anthropogenic activity on the heavy metal content of soils in traditionally industrial and non-industrial areas of Britain. *Applied Geochemistry* 11: 363-370.

Kemper, W. D., Rosenau, R. C. (1986) Aggregate stability and size distribution. Dins: Klute A. (Ed.) *Methods of soil analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods*. American Society of Agronomy, Madison, pàgines 425-442.

Kirchmann, H., Andersson, R. (2001) The Swedish system for quality assessment of agricultural soils. *Environmental Monitoring and Assessment* 72: 129-139.

Kiziloglu, F.M., Turan, M., Sahin, U., Kuslu, Y., Dursun, A. (2008) Effects of untreated and treated wastewater irrigation on some chemical properties of cauliflower (*Brassica oleracea* L. var. botrytis) and red cabbage (*Brassica oleracea* L. var. rubra) grown on calcareous soil in Turkey. *Agricultural Water Management* 95: 716-724.

Klay, S., Charef, A., Ayed, L., Houman, B., Rezqui, F. (2010) Effect of irrigation with treated wastewater on geochemical properties (saltiness, C, N and heavy metals) of isohumic soils (Zaouit Sousse perimeter, Oriental Tunisia). *Desalination* 253: 180-187.

Klose, S., Moore, J.M., Tabatabai, M.A. (1999) Arylsulfatase activity of microbial biomass in soils as affected by cropping systems. *Biology and Fertility of Soils* 29: 46-54.

Knauff, U., Schulz, M., Scherer, H.W. (2003) Arylsulfatase activity in the rhizosphere and roots of different crop species. *European Journal of Agronomy* 19: 215-223.

Knecht, M.G., Göransson, A. (2004) Terrestrial plants require nutrients in similar proportions. *Tree Physiology* 24: 447-460.

Knight, T., Dick, R.P. (2004) Differentiating microbial and stabilized β -glucosidase activity relative to soil quality. *Soil Biology and Biochemistry* 36: 2089-2096.

Knobelsdorf, M.J. (2005) *Eliminación biológica de nutrientes en un ARU de baja carga orgánica mediante el proceso VIP*. Tesi doctoral, Universitat Politècnica de Catalunya.

Kopittke, P.M., Menzies, N.W. (2004) Control of nutrient solutions for studies at high pH. *Plant and Soil* 266: 343-354.

Lado, M., Ben-Hur, M. (2009) Treated domestic sewage irrigation effects on soil hydraulic properties in arid and semiarid zones: A review. *Soil Tillage Research* 106: 152-163.

Lapeña, L., Cerezo, M., García-Augustín, P. (1995) Possible reuse of treated municipal wastewater for *Citrus* spp. plant irrigation. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 55: 697-703.

Le Bot, J., Adamowicz, S., Robin, P. (1998) Modelling plant nutrition of horticultural crops: a review. *Scientia Horticulturae* 74: 47-82.

Lees, H., Quastel, J.H. (1946) Biochemistry of nitrification in soil. 1. Kinetics of, and the effects of poisons on, soil nitrification, as studied by a soil perfusion technique. *Biochemistry Journal* 40, 803-815.

Lesage, E., Rousseau, D.P.L., Meers, E., Tack, F.M.G., De Pauw, N. (2007) Accumulation of metals in a horizontal subsurface flow constructed wetland treating domestic wastewater in Flanders, Belgium. *Science of the Total Environment* 380: 102-115.

Lew, B., Cochva, M., Lahav, O. (2009) Potential effects of desalinated water quality on the operation stability of wastewater treatment plants. *Science of the Total Environment* 407: 2404-2410.

Li, R., Volenec, J.J., Joern, B.C., Cunningham, S.M. (1996) Seasonal changes in nonstructural carbohydrates, protein, and macronutrients in roots of alfalfa, red clover, sweetclover, and birdsfoot trefoil. *Crop Science* 36: 617-623.

Li, X., Sarah, P. (2003) Arylsulfatase activity of soil microbial biomass along a Mediterranean-arid transect. *Soil Biology and Biochemistry* 35: 925-934.

Liang, B.C., Wang, X.L., Ma, B.L. (2002) Maize root-induced change in soil organic carbon pools. *Soil Science Society of American Journal* 66: 845-847.

Liang, Y. (1999) Effects of silicon on enzyme activity and sodium, potassium and calcium concentration in barley under salt stress. *Plant and Soil* 209: 217-224.

Liang, Y., Si, J., Nikolic, M., Peng, Y., Chen, W., Jiang, Y. (2005) Organic manure stimulates biological activity and barley growth in soil subject to secondary salinization. *Soil Biology and Biochemistry* 37: 1185-1195.

Liang, Y., Yang, Y., Yang, C., Shen, Q., Zhou, J., Yang, L. (2003) Soil enzymatic activity and growth of rice and barley as influenced by organic manure in an anthropogenic soil. *Geoderma* 115: 149-160.

Liu, F., Mitchell, C.C., Odom, J.W., Hill, D.T., Rochester, E.W. (1998) Effects of swine lagoon effluent application on chemical properties of a loamy sand. *Bioresource Technology* 63: 65-73.

Liu, J., Zhu, J.K. (1998) A calcium sensor homolog required for plant salt tolerance. *Science* 280: 1943-1945.

Liu, X.-M., Li, Q., Liang, W.-J., Jiang, Y. (2008) Distribution of soil enzyme activities and microbial biomass along a latitudinal gradient in farmlands of Songliao plain, northeast China. *Pedosphere* 18: 431-440.

Lopez-Garcia, J.M., Mateos-Ruiz, R.M (2003) La intrusión marina en los acuíferos de la isla de Mallorca. Dins: López, J.A., de la Orden, J.A., Gómez, J.D., Ramon, G., Mejías, M., Rodríguez, L. (Eds.) *Tecnología de la intrusión de agua de mar en acuíferos costeros: Países Mediterráneos*. IGME, pàgines 383-392.

López-Mosquera, M.E., Barros, R., Sainz, M.J., Carral, E., Seoane, S. (2005) Metal concentrations in agricultural and forestry soils in northwest Spain: implications for disposal of organic wastes of acid soils. *Soil Use and Management* 21: 298-305.

Lucho-Constantino, C.A., Álvarez- Suárez, M., Beltrán-Hernández, R.I., Prieto-García, F., Poggi-Varaldo, H.M. (2005) A multivariate analysis of the accumulation and fractionation of major and trace elements in agricultural soils in Hidalgo State, Mexico irrigated with raw wastewater. *Environment International* 31: 313-323.

Lundquist, E.J., Jackson, L.E., Scow, K.M. (1999) Wet-dry cycles affect dissolved organic carbon in two California agricultural soils. *Soil Biology and Biochemistry* 31: 1031-1038.

Ma, J.F., Zheng, S.J., Li, X.F., Takeda, K., Matsumoto, H. (1997) A rapid hydroponic screening for aluminium tolerance in barley. *Plant and Soil* 191: 133-137.

Macnicol, R.D., Beckett, P.H.T (1985) Critical tissue concentrations of potentially toxic elements. *Plant and Soil* 85: 107-129.

Madejón, E., Moreno, F., Murillo, J.M., Pelegrín, F. (2007) Soil biochemical response to long – term conservation tillage under semi-arid Mediterranean conditions. *Soil Tillage Research* 94: 346-352.

Madejón, E., Murillo, J.M., Moreno, F., López, M.V., Arrue, J.L., Alvaro-Fuentes, J., Cantero, C. (2009) Effect of long-term conservation tillage on soil biochemical properties in Mediterranean Spanish areas. *Soil and Tillage Research* 105: 55-62.

Mandal, U.K., Warrington, D.N., Bhardwaj, A.K., Bar-Tal, A., Kautsky, L., Minz, D., Levy, G.J. (2008) Evaluating impact of irrigation water quality on a calcareous clay soil using principal component analysis. *Geoderma* 144: 189-197.

MAPA (1994) *Métodos oficiales de anàlisis. Tomo III*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.

Mapanda, F., Mangwayana, E.N., Nyamangara, J., Giller, K.E. (2005) The effect of long-term irrigation using wastewater on heavy metal contents of soils under vegetables in Harare, Zimbabwe. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 107: 151-165.

Marcote, I., Hernández, T., García, C., Polo, A. (2001) Influence of one or two successive annual applications of organic fertilisers on the enzyme activity of a soil under barley cultivation. *Bioresource Technology* 79: 147-154.

Margalef, R. (1983) *Limnologia*. Ediciones Omega, Barcelona.

Margesin, R., Zimmerbauer, A., Schinner, F. (2000) Monitoring of bioremediation by soil biological activities. *Chemosphere* 40: 339-346.

Marinari, S., Liburdi, K., Masciandaro, G., Ceccanti, B., Grego, S. (2007) Humification-mineralization pyrolytic indices and carbon fractions of soil under organic and conventional management in central Italy. *Soil and Tillage Research* 92: 10-17.

Marschner, B., Kalbitz, K. (2003) Controls of bioavailability and biodegradability of dissolved organic matter in soils. *Geoderma* 113: 211-235.

Marschner, P., Crowley, D., Yang, C.H. (2004) Development of specific rhizosphere bacterial communities in relation to plant species, nutrition and soil type. *Plant and Soil* 261: 199-208.

Martí, J., Verdejo, J.M., Castillo, F. (1996) Explotacion activa integral de los sistemas de alcantarillado. *Revista de Obras Públicas* 3358: 47-66.

Martley, E., Gulson, B.L., Pfefer, H.R. (2004) Metal concentrations in soils around the copper smelter and surrounding industrial complex of Port Kembla, NSW, Australia. *The Science of the Total Environment* 325: 113-127.

Mateos, R.M., Crespí, D., Galmés, A., González, C. (2001) Regadío con aguas residuales tratadas en la isla de Mallorca. Afección a la aguas subterráneas. *VII Simposio de hidrología*. Tomo XXIV. Asociación Española de hidrología subterránea, Múrcia.

Mateos-Ruiz, R.M., López-García, J.M. (2003) Retroceso de la intrusión marina debido a la sustitución de aguas subterráneas por aguas residuales tratadas para el regadío de una zona agrícola. El Pla de Sant Jordi (Mallorca). Dins: López, J.A., de la Orden, J.A., Gómez, J.D., Ramon, G., Mejías, M., Rodríguez, L. (Eds.) *Tecnología de la intrusión de agua de mar en acuíferos costeros: Países Mediterráneos*. IGME, pàgines 651-658.

McIntyre, R.E.S., Adams, M.A., Crierson, P.F. (2009) Nitrogen mineralization potential in rewetted soils from a semi-arid stream landscape, north-west Australia. *Journal of Arid Environments* 73: 48-54.

Melero, S., Madejón, E., Ruiz, J.C., Herencia, J.F. (2007) Chemical and biochemical properties of a clay soil under dryland agriculture system as affected by organic fertilization. *European Journal of Agronomy* 26: 327-334.

Melero, S., Vanderlinden, K., Ruiz, J.C., Madejón, E. (2008) Long-term effect on soil biochemical status of a Vertisol under conservation tillage systems in semi-arid Mediterranean conditions. *European Journal of Soil Biology* 44: 437-442.

Meli, S., Porto, M., Belligno, A., Bufo, S.A., Mazzatura, A., Scopa, A. (2002) Influence of irrigation with lagooned urban wastewater on chemical and microbiological soil parameters in a citrus orchard under Mediterranean condition. *The Science of the Total Environment* 285: 69-77.

Micó, C., Peris, M., Sánchez, J., Recatalá, L. (2006a) Heavy metal content of agricultural soils in a Mediterranean semiarid area: the Segura River Valley (Alicante, Spain). *Spanish Journal of Agricultural Research* 4: 363-372.

Micó, C., Recatalá, L., Peris, M., Sánchez, J. (2006b) Assessing heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis. *Chemosphere* 65: 863-872.

Mielke, H.W., Gonzales, C.R., Smith, M.K., Mielke, P.W. (2000) Quantities and associations of lead, zinc, cadmium, manganese, chromium, nickel, vanadium, and copper in fresh Mississippi delta alluvium and New Orleans alluvial soils. *Science of Total Environment* 246: 249-259.

Miko, S., Durn, G., Adamcova, R., Covic, M., Dubikovia, M., Skalsky, R., Kapelj, S., Ottner, F. (2003) Heavy metal distribution in karst soils from Croatia and Slovakia. *Environmental Geology* 45, 262-272.

Miller, A.E., Schimel, J.P., Meixner, T., Sickman, J.O., Melark, J.M., (2005) Episodic rewetting enhances carbon and nitrogen release from chaparral soils. *Soil Biology and Biochemistry* 37: 2195-2204.

Miller, M., Dick, R.P. (1995) Thermal stability and activities of soil enzymes as influenced by crop rotations. *Soil Biology and Biochemistry* 27: 1161-1166.

Mireles, A., Solís, C., Andrade, E., Lagunas-Solar, M., Piña, C., Flocchini, R.G. (2004) Heavy metal accumulation in plants and soil irrigated with wastewater from Mexico city. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B* 219-220: 187-190.

Mohammad, M.J., Mazahreh, N. (2003) Changes in soil fertility parameters in response to irrigation of forage crops with secondary treated wastewater. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 34: 1281-1294.

Moreno, F., Cayuela, J.A., Fernández, J.E., Fernández-Boy, E., Murillo, J.M., Cabrera, F. (1996) Water balance and nitrate leaching in an irrigated maize crop in SW Spain. *Agricultural Water Management* 32: 71-83.

Moreno, J.L., García, C., Hernández, T., Pascual, J.A. (1996) Transference of heavy metals from calcareous soil amended with sewage-sludge compost to barley plants. *Bioresource Technology* 55: 251-258.

Moreno, J.L., Hernández, T., García, C. (1999) Effects of a cadmium-contaminated sewage sludge compost on dynamics of organic matter and microbial activity in an arid soil. *Biology and Fertility of Soils* 28: 230-237.

Moscattelli, M.C., Lagomarsino, A., De Angelis, P., Grego, S. (2005) Seasonality of soil biological properties in a poplar plantation growing under elevated atmospheric CO₂. *Applied Soil Ecology* 30: 162-173.

Muga, H.E., Mihelcic, J.K. (2008) Sustainability of wastewater treatment technologies. *Journal of Environmental Management* 88: 437-447.

Mujeriego, R., Asano, T. (1999) The role of advanced treatment in wastewater reclamation and reuse. *Water Science and Technology* 40: 1-9.

Mujeriego, R., Sala, L. (1991) Golf course irrigation with reclaimed wastewater. *Water Science and Technology* 24: 161-171.

Nan, Z., Zhao, C., Jijun, L., Chen, F., Sun, W. (2002) Relation between soil properties and selected heavy metal concentrations in spring wheat (*Triticum aestivum* L.) grown in contaminated soils. *Water, Air, and Soil Pollution* 133: 205-213.

Nannipieri, P., Ascher, J., Ceccherini, M.T., Landi, L., Pietramellara, G., Renella, G. (2003) Microbial diversity and soil functions. *European Journal of Soil Science* 54: 655-670.

Nannipieri, P., Kandeler, E., Ruggiero, P. (2002) Enzyme activities and microbiological and biochemical processes in soil. Eds.: Burns, R.G., Dick, R.P. (Eds.) *Enzymes in the Environment. Activity, Ecology and Applications*. Marcel Dekker, New York, pages 1-33.

Navas, A., Machín, J. (2002) Spatial distribution of heavy metals and arsenic in soils of Aragon (Northeast Spain): controlling factors and environmental implications. *Applied Geochemistry* 17: 961-973.

Nelson, D.W., L.E. Sommers. (1982) Total Carbon, organic carbon, and organic matter. Eds.: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (Eds.) *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*. American Society of Agronomy, Madison, pages 539-579.

Nicholson, F.A., Smith, S.R., Alloway, B.J., Carlton-Smith, C., Chambers, B.J. (2006) Quantifying heavy metal inputs to agricultural soils in England and Wales. *Water and Environment Journal* 20: 87-95.

Niemi, R.M., Vepsäläinen, M., Wallenius, K., Simpanen, S., Alakukku, L., Pietola, L. (2005) Temporal and soil depth-related variation in soil enzyme activities and in root growth of red clover (*Trifolium pratense*) and timothy (*Phleum pratense*) in the field. *Applied Soil Ecology* 30: 113-125.

Niinemets, U., Kull, K. (2005) Co-limitation of plant primary productivity by nitrogen and phosphorus in a species rich wooded meadow on calcareous soils. *Acta Oecologia* 28: 345-356.

Nsabimana, D., Haynes, R.J., Wallis, F.M. (2004) Size, activity and catabolic diversity of the soil microbial biomass as affected by land use. *Applied Soil Ecology* 26: 81-92.

Obernosterer, R., Brunner, P.H. (2001) Urban metal management: the example of lead. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 1: 241-253.

Olsen, S.R., Cole, C.V., Watanabe, F.S., Dean, L.A. (1954) Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. *USDA Circular* 939.

OMS (2006) *Guías para la calidad del agua potable*. Organización Mundial de la Salud.

Orcutt, D.M., Nilsen, E.T. (2000) *The Physiology of Plants Under Stress: Soil and biotic factors*. John Wiley & Sons, New York.

Ortega-Larrocea, M.P., Siebe, C., Bécard, G., Méndez, I., Webster, R. (2001) Impact of a century of wastewater irrigation on the abundance of arbuscular mycorrhizal spores in the soil of the Mezquital Valley of Mexico. *Applied Soil Ecology* 16: 149-147.

Papini, R., Valboa, G., Piobanelli, C., Brandi, G. (2007) Nitrogen and phosphorus in a loam soil of central Italy as affected by 6 years of different tillage systems. *Soil and Tillage Research* 92: 175-180.

Pascual, J.A., Moreno, J.L., Hernández, T., García, C. (2002) Persistence of immobilised and total urease and phosphatase activities in a soil amended with organic wastes. *Bioresource Technology* 82: 73-78.

Patterson, R.A. (2001) Wastewater quality relationships with reuse options. *Water Science and Technology* 43: 147-154.

Pedrero, F., Alarcón, J.J. (2009) Effects of treated wastewater irrigation on lemon trees. *Desalination* 246: 631-639.

Peña, M., Mara, D. (2004) *Waste Stabilisation Ponds*. IRC International Water and Sanitation Centre. <http://www.irc.nl>.

Pereira, L.S., Oweis, T., Zairi, A. (2002) Irrigation management under water scarcity. *Agricultural Water Management* 57: 175-206.

Peris, M. (2006) *Estudio de metales pesados en suelos bajo cultivos hortícolas en la provincia de Castellón*. Tesis doctoral, Universitat de València.

Pla Hidrològic de les Illes Balears (2001) Govern de les Illes Balears. Conselleria de Medi Ambient.

Plante, A.F. (2007) Soil biogeochemical cycling of inorganic nutrients and metals. Dins: Paul, E.A. (Ed) *Soil Microbiology, Ecology, and Biochemistry*. Academic Press, Oxford, pàgines 389-432.

Polprasert, C., Koottatep, T. (2004) Integrated pond and constructed wetland system for sustainable wastewater management. *Wetland Systems and Waste Stabilisation Ponds. Communications of common interest*. 6th International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems, Avignon.

Porta, J., Lopez-Acevedo, M., Rodriguez, R. (1986) *Técnicas y experimentos en edafología*. Col·legi Oficial d'Enginyers Agrònoms de Catalunya, Barcelona.

Porta, J., López-Acevedo, M., Roquero, C. (2003) *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. Mundi-Prensa, Barcelona.

Proposta de Pla Hidrològic (2009). Govern de les Illes Balears. Conselleria de Medi Ambient.

Qadir, M., Sharma, B.R., Bruggeman, A., Choukr-Allah, R., Karajeh, F. (2007) Non – conventional water resources and opportunities for water augmentation to achieve food security in water scarce countries. *Agricultural Water Management* 87: 2-22.

Qian, Y.L., Meham, B. (2005) Long-term effects of recycled wastewater irrigation on soil chemical properties on golf course fairways. *Agronomy Journal* 97: 717-721.

Rae, I.B., Gibb, S.W. (2003) Removal of metals from aqueous solutions using natural chitinous materials. *Water Science and Technology* 47: 189-196.

Rahil, M.H., Antopoulos, V.Z. (2007) Simulating soil water flow and nitrogen dynamics in a sunflower field irrigated with reclaimed wastewater. *Agricultural Water Management* 92: 142-150.

Raich, J.W., Tufekcioglu, A. (2000) Vegetation and soil respiration: correlations and controls. *Biogeochemistry* 48: 71-90.

Ramirez-Fuentes, E., Lucho-Constantino, C., Escamilla-Silva, E., Dendoove, L. (2002) Characteristics, and carbon and nitrogen dynamics in soil irrigated with wastewater for different lengths of time. *Bioresource Technology* 85: 179-187.

Rattan, R.K., Datta, S.P., Chhonkar, P.K., Suribabu, K., Singh, A.K. (2005) Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater – a case study. *Agricultural. Ecosystems and Environment* 109: 310-322.

Rebhun, M. (2004) Desalination of reclaimed wastewater to prevent salinization of soils and groundwater. *Desalination* 160: 143-149.

- Reboll, V., Cerezo, M., Roig, A., Flors, V., Lapeña, L., García-Agustín, P. (2000) Influence of wastewater vs groundwater on young *Citrus* trees. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 80: 1441-1446.
- Rees, R.M., Parker, J.P. (2005) Filtration increases the correlation between water extractable organic carbon and soil microbial activity. *Soil Biology and Biochemistry* 37: 2240-2248.
- Reeves, D.W. (1997) The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil and Tillage Research* 43: 131-167.
- Reinoso, R., Torres, L.A., Bécares, E. (2008) Efficiency of natural systems for removal of bacteria and pathogenic parasites from wastewater. *Science of the Total Environment* 395: 80-86.
- Rethemeyer, J., Kramer, C., Gleixner, G., John, B., Yamashita, T., Flessa, H., Andersen, N., Nadeau, M.J., Grootes, P.M. (2005) Transformation of organic matter in agricultural soils: radiocarbon concentration versus soil depth. *Geoderma* 128: 94-105.
- Rhoades, J.D. (1982) Cation exchange capacity. Dins: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (Eds.) *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*. American Society of Agronomy, Madison, pàgines 149-152.
- Rietz, D.N., Haynes, R.J. (2003) Effects of irrigation-induced salinity and sodicity on soil microbial activity. *Soil Biology and Biochemistry* 35: 845-854.
- Riffaldi, R., Saviozzi, A., Levi-Minzi, R., Cardelli, R. (2002) Biochemical properties of a Mediterranean soil as affected by long-term crop management systems. *Soil Tillage Research* 67: 109-114.
- Robertson, G.P., Groffman, P.M. (2007) Nitrogen transformations. Dins: Paul, E.A. (Ed) *Soil Microbiology, Ecology, and Biochemistry*. Academic Press, Oxford, pàgines 341-364.

Robertson, G.P., Wedin, D., Groffman, P.M., Blair, J.M., Holland, E.A., Nadelhoffer, K.J., Harris, D. (1999) Soil carbon and nitrogen availability. Nitrogen mineralization, nitrification, and soil respiration potentials. Dins: Robertson, G.P., Coleman, D.C., Bledsoe, C.S., Sollins, P. (Eds.) *Standard Soil Methods for Long-Term Ecological Research*. Oxford University Press, New York, pàgines 258-271.

Rodríguez-Martín, J., López-Arias, M., Grau-Corbí, J.M. (2006) Heavy metals contents in agricultural topsoils in the Ebro basin (Spain). Application of the multivariate geochemical methods to study spatial variations. *Environmental Pollution* 144: 1001-1012.

Roldán, A., Salinas-García, J.R., Alguacil, M.M., Díaz, E., Caravaca, F. (2005) Soil enzyme activities suggest advantages of conservation tillage practices in sorghum cultivation under subtropical conditions. *Geoderma* 129: 178-185.

Roselló, V.M. (1959) El Prat de Sant Jordi y su desecación. *Boletín de la Cámara de Comercio, Industria y Navegación de Palma de Mallorca* 622: 1-10.

Rossini, S., Fernández, A.J. (2007) Monitoring of heavy metals in topsoils, atmospheric particles and plant leaves to identify possible contamination sources. *Microchemical Journal* 86: 131-139.

Rowe, D.R., Abdel-Magid, I.M. (1995) *Handbook of wastewater reclamation and reuse*. CRC Lewis publishers, London.

Rufo, L., Rodríguez, N., Amils, R., de la Fuente, V., Jiménez-Ballesta, R. (2007) Surface geochemistry of soils associated to the Tinto River (Huelva, Spain). *Science of the Total Environment* 378: 223-227.

Rusan, M.J.M., Hinnawi, S., Rousan, L. (2007) Long term effect of wastewater irrigation of forage crops on soil and plant quality parameters. *Desalination* 215: 143-152.

Russelle, M.P., Lamb, J.F.S., Montgomery, B.R., Elsenheimer, D.W., Miller, B.S., Vance, C.P. (2001) Alfalfa rapidly remediates excess inorganic nitrogen as a fertilizer spill site. *Journal of Environmental Quality* 30: 30-36.

Rutkowski, T., Raschid-Sally, L., Buechler, S. (2007) Wastewater irrigation in the developing world – two case studies from Kathmandu valley in Nepal. *Agricultural Water Management* 88: 83-91.

Ruxton, G.D. (2006) The unequal variance t-test is an underused alternative to Student's t-test and the Mann-Whitney U test. *Behaviour Ecology* 17: 688-690.

Ryan, J., Estefan, G., Rashid, A. (2001) *Soil and plant analysis laboratory manual*. International Center for Agricultura Research in the Dry Areas and National Agricultural Research Center, Aleppo. www.icarda.cgiar.com.

Santarrufina, J.E. (2007) El regadío en las Islas Baleares. Uso de agua depurada. *Investigaciones Geográficas* 43: 85-96.

Sastre, I., Vicente, M.A., Lobo, M.C. (1996) Influence of the application of sewage sludges on soil microbial activity. *Bioresource Technology* 57: 19-23.

Saviozzi, A., Levi-Minzy, R., Cardelli, R., Riffaldi, R. (2001) A comparison of soil quality in adjacent cultivated, forest and native grassland soils. *Plant and Soil* 233: 251-259.

Scaglia, B., Adani, F. (2009) Biodegradability of soil water soluble organic carbon extracted from seven different soils. *Journal of Environmental Sciences* 21: 641-646.

Schipper, L.A., Williamson, J.C., Kettles, H.A., Speir, T.W. (1996) Impact of land-applied tertiary-treated effluent on soil biochemical properties. *Journal of Environmental Quality* 25: 1073-1077.

Schloter, M., Dilly, O., Munch, J.C. (2003) Indicators for soil quality. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98: 255-262.

Serrano, A. (2007) Plan Nacional de Calidad de las Aguas 2007-2015. *Ambienta* 69: 6-13.

Shahalam, A., Abu Zahra, B.M., Jaradat A. (1998) Wastewater irrigation effect on soil, crop and environment: a pilot scale study at Irbid, Jordan. *Water, Air and Soil Pollution* 106, 425-445.

Sharma, R.K., Agrawal, M., Marshall, F. (2007) Heavy metal contamination of soil and vegetables in suburban areas of Varanasi, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 66: 258-266.

Shon, H.K., Vigneswaran, S., Snyder, S.A. (2006) Effluent organic matter (EfOM) in wastewater: constituents, effects, and treatment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 36: 327-374.

Siebe, C. (1998) Nutrient inputs to soils and their uptake by alfalfa through long-term irrigation with untreated sewage effluent in Mexico. *Soil Use and Management* 14: 119-122.

Simon, T., Eberhard, A., Rohr, R. (2000) Effects of Ni and As on radish tuber cultivated on artificially polluted soils. *European Journal of Soil Biology* 36: 73-80.

Snow, A.M., Ghaly, A.E. (2008) Use of barley for purification of aquaculture wastewater in a hydroponics system. *American Journal of Environmental Science* 4: 89-102.

Soon, Y.K. (1988) Nutrient uptake by barley roots under field conditions. *Plant and Soil* 109: 171-179.

Sörme, L., Lagerkvist, R. (2002) Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. *Science of the Total Environment* 298: 131-145.

Speir, T.W. (2002) Soil biochemical properties as indices of performance and sustainability of effluent irrigation systems in New Zealand – a review. *Journal of Royal Society of New Zealand* 32: 535-553.

Spomer, L.A., Berry, W.L., Tibbitts, T.W. (1997) Plant culture in solid media. Dins: Langhans, R.W., Tibbitts, T.W. (Eds.) *Plant Growth Chamber Handbook*. North Central Regional Research Publication No. 340, Iowa, pàgines 105-118.

Sudduth, K.A., Kitchen, N.R., Wiebold, W.J., Batchelor, W.D., Bollero, G.A., Bullock, D.G., Clay, D.E., Palm, H.L., Pierce, F.J., Schuler, R.T., Thelen, K.D. (2005) Relating apparent electrical conductivity to soil properties across the north-central USA. *Computers and electronics in agriculture* 46: 263-283.

Swensen, B., Bakken, L.R. (1998) Nitrification potential and urease activity in a mineral subsoil. *Soil Biology and Biochemistry* 30: 1333-1341.

Szalinska, E., Dominik, J., Vignati, D.A.L., Bobrowski, A., Bas, B. (2010) Seasonal transport patterns of chromium (III and VI) in a stream receiving wastewater from tanneries. *Applied Geochemistry* 25: 116:122.

Tabatabai, M.A. (1982) Soil Enzymes. Dins: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (Eds.) *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*. American Society of Agronomy, Madison, pàgines 903-947.

Taylor, J.P., Wilson, B., Mills, M.S., Burns, R.G. (2002) Comparison of microbial numbers and enzymatic activities in surface soils and subsoils using various techniques. *Soil Biology and Biochemistry* 34: 387-401.

Tejada, M., Garcia, C., Gonzalez, J.L., Hernandez, M.T. (2006) Use of organic amendment as a strategy for saline soil remediation: Influence on the physical, chemical and biological properties of soil. *Soil Biology and Biochemistry* 38: 1413-1421.

Terman, G.L. (1974) Amounts of nutrients supplied for crops grown in pot experiments. *Communications of Soil Science and Plant Analysis* 5: 115-121.

Toze, S. (2006) Reuse of effluent water – benefits and risks. *Agricultural Water Management* 80: 147-159.

Trinsoutrot, I., Recous, S., Bentz, B., Linères, M., Chèneby, D., Nicolardot, B. (2000) Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetics under non limiting nitrogen condition. *Soil Science Society of American Journal* 64: 918-926.

Truu, M., Truu, J., Heinsoo, K. (2009) Changes in soil microbial community under willow coppice: the effect of irrigation with secondary-treated municipal wastewater. *Ecological Engineering* 35: 1011-1020.

Turner, B.L., Hopkins, D.W., Haygarth, P.M., Ostle, N. (2002) β -Glucosidase activity in pasture soils. *Applied Soil Ecology* 20: 157-162.

UNEP (2005) Guidance for treated wastewater use in irrigation. Mediterranean Action Plan. *Meeting of the MED POL National Coordinators*. United Nations Environment Programme, Barcelona.

Urbano, P. (1999) *Tratado de fitotecnica general*. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.

Vance, F., Brookes, P., Jenkinson, D. (1987) Microbial biomass measurements in forest soils. The use of the chloroform fumigation-incubation method in strongly acid soils. *Soil Biology and Biochemistry* 19: 697-702.

Vazquez-Montiel, O., Horan, N.J., Mara, D.D. (1996) Management of domestic wastewater for reuse in irrigation. *Water Science and Technology* 33: 355-362.

Verhoeven, J.T.A., Koerselman, W., Meuleman, A.F.M. (1996) Nitrogen – or phosphorus – limited growth in herbaceous wet vegetation: relations with atmospheric inputs and management regimes. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 494-497.

Verkroost, A.W.M., Wassen, M.J. (2005) A simple model for nitrogen-limited plant growth and nitrogen allocation. *Annals of Botany* 96: 871-876.

Visconti, F., de Paz, J.M., Rubio, J.L. (2010) What information does the electrical conductivity of soil water extracts of 1 to 5 ratio (w/v) provide for soil salinity assessment of agricultural irrigated lands? *Geoderma* 154: 387-397.

Vong, P.C., Nguyen, C., Guckert, A. (2007) Fertilizer sulphur and transformations in soil as affected by plant species and soil type. *European Journal of Agronomy* 27: 35-43.

Wander, M.M., Bollero, G.A. (1999) Soil quality assessment of tillage impacts in Illinois. *Soil Science Society America Journal* 63: 961-971.

Wang, W.J., Dalal, R.C., Moody, P.W., Smith, C.J. (2003) Relationships of soil respiration to microbial biomass, substrate availability and clay content. *Soil Biology and Biochemistry* 35: 273-284.

Wang, Z., Chang, A.C., Wu, L., Crowley, D. (2003) Assessing the soil quality of long-term reclaimed wastewater-irrigated cropland. *Geoderma*: 261-278.

Whalen, J.K., Warman, P.R. (1996) Arylsulfatase activity in soil and soil extracts using natural and artificial substrates. *Biology and Fertility of Soils* 22: 373-378.

WHO. (2006) *WHO guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume II. Wastewater use in agriculture.*

Wick, B., Kühne, R.F., Vlek, P.L.G. (1998) Soil microbiological parameters as indicators of soil quality under improved fallow management systems in south-western Nigeria. *Plant and Soil* 202: 97-107.

WRB (2006) *World reference base for soil resources 2006.* World Soil Resources Reports No 103. FAO, Rome.

Wright, A.L., Hons, F.M., Matocha Jr. J.E. (2005) Tillage impacts on microbial biomass and soil carbon and nitrogen dynamics of corn and cotton rotations. *Applied Soil Ecology* 29: 85-92.

Wu, T., Schoenau, J.J., Li, F., Qian, P., Malhi, S.S., Shi, Y. (2003) Effect of tillage and rotation on organic carbon forms of chernozemic soils in Saskatchewan. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 166: 328-335.

Xu, Y., Wang, G., Jin, J., Liu, J., Zhang, Q., Liu, X. (2009) Bacterial communities in soybean rhizosphere in response to soil type, soybean genotype, and their growth stage. *Soil Biology and Biochemistry* 41: 919-925.

Yemefack, M., Jetten, V.G., Rossiter, D.G. (2006) Developing a minimum data set for characterizing soil dynamics in shifting cultivation systems. *Soil and Tillage Research* 86: 84-98.

Zagal, E., Muñoz, C., Quiroz, M., Cordova, C. (2009) Sensitivity of early indicators for evaluating quality changes in soil organic matter. *Geoderma* 151: 191-198.

Zaman, M., Cameron, K.C., Di, H.J., Inubushi, K. (2002) Changes in mineral N, microbial biomass and enzyme activities in different soil depths after surface applications of dairy shed effluent and chemical fertilizer. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 63: 275-290.

Zhang, K., Farahbakhsh, K. (2007) Removal of native coliphages and coliform bacteria from municipal wastewater by various wastewater treatment processes: Implications to water reuse. *Water Research* 41: 2816-2824.

Zibilske, L.M., Bradford, J.M., Smart, J.R. (2002) Conservation tillage induced changes in organic carbon, total nitrogen and available phosphorus in a semi-arid alkaline subtropical soil. *Soil and Tillage Research* 66: 153-163.