

II. REVISIÓ BIBLIOGRÀFICA

II.i AIGUAMOLLS CONSTRUÏTS EN LA DEPURACIÓ D'AIGÜES

La paraula "aiguamoll" generalment està associada a una zona humida amb un ecosistema ric en flora i fauna on la superfície de l'aigua està a prop de la superfície del terreny de manera que el sòl es troba en estat saturat.

Un exemple d'aiguamolls naturals que respondrien a la descripció anterior serien els del Delta de l'Ebre o de l'Empordà, els quals són sistemes en làmina lliure, és a dir, l'aigua està en contacte directe amb l'atmosfera. La vegetació d'aquests terrenys varia en funció de les condicions específiques de la zona. És a dir, si és un terreny pantanós hi haurà moltes; si és un pantà, arbres i si són maresmes, hi creixeran herbes i macròfits emergents.

La idea de construir aiguamolls artificials amb l'objectiu de millorar les aigües residuals i retornar-les al medi en millor qualitat és fruit de l'observació de la funció depuradora que realitzen els aiguamolls naturals. Així doncs en aquests aiguamolls construïts s'intenta reproduir al màxim les condicions dels sistemes naturals i optimitzar el seu disseny per tal de millorar-ne la qualitat de l'efluent. A l'interior d'aquests sistemes s'hi realitzen processos de tipus físic, químic i bioquímic. Les reaccions biològiques són degudes a l'activitat dels microorganismes adherits a la superfície del medi granular en el cas d'aiguamolls de flux subsuperficial.

Un aiguamoll construït és un sistema que s'ha dissenyat i construït específicament per depurar aigües residuals, ja siguin urbanes, agrícoles o industrials. Es tracta de sistemes naturals de depuració perquè funcionen amb energia natural ambiental i, per tant, no requereixen energia externa. Aquest fet, suposa una demanda major de superfície per obtenir el mateix grau de depuració que els sistemes convencionals. D'altra banda, però, el cost d'explotació d'aquest tipus de sistemes naturals i el manteniment i personal que requereixen és molt inferior als necessaris en plantes depuradores convencionals.

Aquest tipus d'aiguamolls artificials són sistemes de tractament d'aigües residuals formats per una o més cel·les de tractament en un ambient construït i parcialment controlat, per dur a terme la depuració de les aigües que hi arriben. Tot i que els aiguamolls construïts han estat utilitzats per tractar diversos tipus d'aigua residual i poden oferir diferents nivells de depuració, els aiguamolls construïts més comuns són aquells que proporcionen un tractament secundari. Per tant, els aiguamolls reben aigua efluent d'un tractament primari i la tracten fins assolir els estàndards d'efluent secundari. Finalment, si escau, es pot recórrer a un tractament terciari mitjançant una llacuna de refinament o altres sistemes de desinfecció.

Durant els darrers 20 anys, els aiguamolls construïts s'havien emprat bàsicament per a un tractament terciari. Actualment, però, gràcies als estudis científics i múltiples investigacions portades a terme amb aquest tipus de sistemes, ha estat possible definir els paràmetres principals que intervenen en el seu funcionament i optimitzar el seu disseny per tal de poder portar a terme un tractament secundari complet.

Tot i així, els aiguamolls construïts per al tractament secundari poden combinar-se amb altres tecnologies de tractament secundari, com per exemple: col·locar un aiguamoll construït aigües amunt en la cadena de tractament seguit d'un sistema d'infiltració per tal d'optimitzar el cost del tractament secundari. Tot i així cal remarcar que no són gens recomanables per a tractar aigües residuals amb nivell de contaminants molt elevats com seria el cas d'aigües residuals procedents d'indústries papereres per exemple.

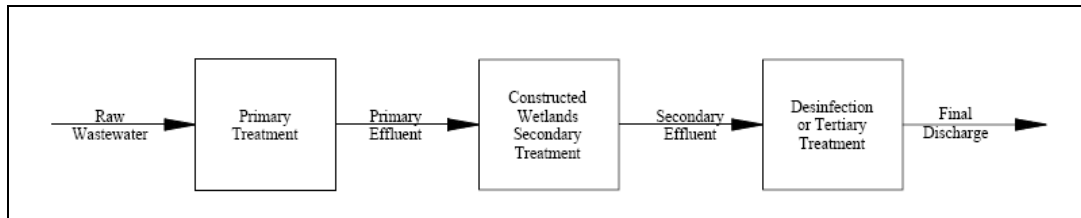
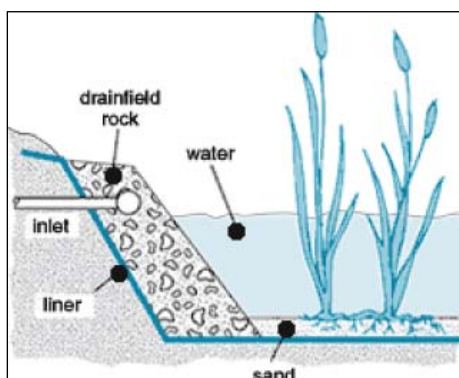


Fig. II.1 Possible tractament d'aigua residual quan s'utilitzen aiguamolls construïts (U.S. EPA, 2001)

Els aiguamolls construïts són una tecnologia efectiva i fiable per depurar l'aigua si estan dissenyats, construïts, explotats i mantinguts correctament. Poden eliminar la majoria del contaminant present en l'aigua residual, així com de l'aigua de les primeres hores de pluja. Normalment es dissenyen per reduir la DBO (Demanda Bioquímica d'Oxigen) i els sòlids en suspensió. Tot i així, també s'han construït aiguamolls per tal d'eliminar metalls (cadmi, crom, ferro, plom, zinc, etc.) i compostos orgànics tòxics de les aigües residuals.

II.ii TIPUS D'AIGUAMOLLS CONSTRUÏTS

Els aiguamolls construïts abracen dues tipologies de tractament que tot i tenir molts punts en comú, es distingeixen principalment per la localització de la línia del gradient hidràulic. Aquestes tipologies de tractament són: els aiguamolls de flux superficial i els aiguamolls de flux subsuperficial.



Els aiguamolls construïts de flux superficial (FWS-Free Water Surface) guarden moltes similituds amb els aiguamolls naturals tant en aparença com en la seva funció. La vegetació present en aquest tipus d'aiguamolls és una combinació entre plantes aquàtiques emergents (canyís, boga, etc) i plantes flotants i aquàtiques submergides. Aquests sistemes consisteixen típicament en una llera o canal amb algun tipus de capa impermeable que eviti infiltracions. Sobre d'aquesta llera hi ha d'haver un sòl on se sustentin les arrels de la vegetació emergent. El volum d'aigua que flueixi horitzontalment pel sistema ha de ser tal que el calat d'aigua no sigui massa alt.

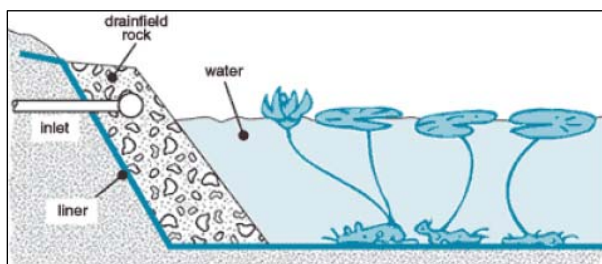


Fig. II.2 Aiguamolls de flux superficial plantats amb diferents tipus de macrofïts (U.S. EPA, 2001)

Els aiguamolls de flux subsuperficial (HSFCW- Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland) també consisteixen en una llera excavada en el terreny amb una làmina impermeabilitzadora per prevenir la infiltració de l'aigua residual. En aquest cas, però, la llera està omplerta amb un medi granular i porós com poden ser graves, roques i sorres o combinacions d'aquests materials. En aquest tipus de sistemes, la vegetació emergent està arrelada a la grava i l'aigua flueix horitzontalment per sota la superfície del medi granular.

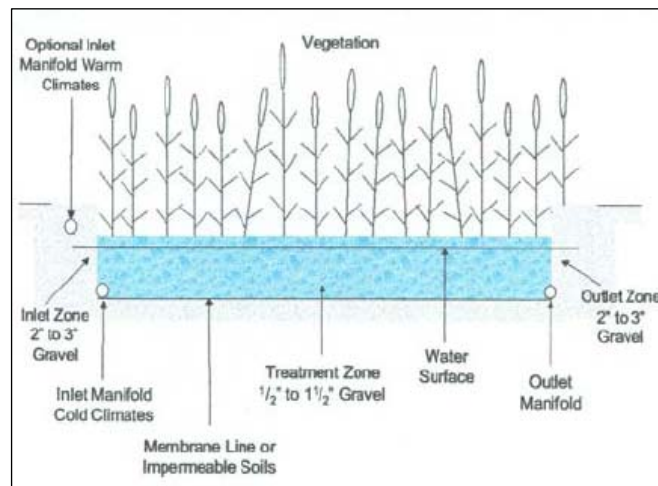


Fig. II.3 Diagrama esquemàtic d'un aiguamoll construït de flux subsuperficial (U.S. EPA, 2000)

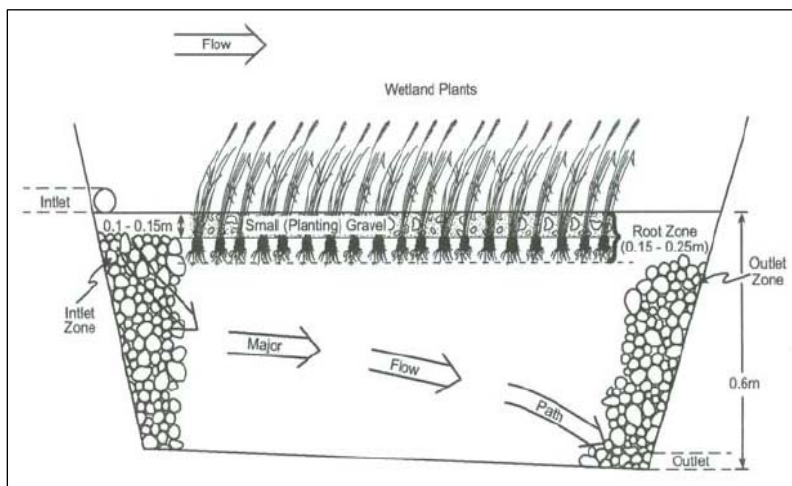


Fig. II.4 Esquema del flux en un aiguamoll de flux subsuperficial (U.S. EPA, 2001)

de la llera. Les arrels i els rizomes de les plantes creixen gràcies als espais de la porositat de la grava. Així com l'aigua pot fluir horitzontalment també existeixen els aiguamolls de flux subsuperficial vertical.

El fet que el flux d'aigua sempre romangui per sota de la grava és molt important, ja que en el moment en què l'aigua flueixi superficialment, voldrà dir que el sistema presenta problemes de funcionament. Per tal d'acomplir aquest objectiu, és important que el diàmetre de la grava sigui tal que permeti el pas de l'aigua durant un període de temps llarg sense obturar-se ni produint la colmatació

II.iii AVANTATGES I INCONVENIENTS DELS HSSFCW

L'ús d'aiguamolls de flux subsuperficial en la depuració d'aigües residuals presenta diversos avantatges respecte la utilització d'aiguamolls de flux superficial:

- El fet que la superfície de l'aigua es mantingui per sota de la superfície del medi fa que el risc de males olors, l'exposició directa a persones i l'aparició d'insectes sigui molt baix.

- Les reaccions biològiques que permeten l'eliminació de matèria orgànica són realitzades pels microorganismes adherits a la superfície del substrat submergit. En el cas dels aiguamolls de flux superficial aquest substrat correspon a la part submergida de les plantes vives, les plantes mortes que queden dins l'aigua i la capa de sòl bentonític.

En els aiguamolls de flux subsuperficial, el substrat submergit disponible inclou les arrels de les plantes que creixen en el medi porós i la superfície del mateix medi, generalment grava. L'adherència de microorganismes al voltant de la grava dóna lloc a l'anomenat biofilm gràcies al qual el tractament pot donar-se més ràpidament. D'acord amb tot això, els aiguamolls de flux subsuperficial es podran dissenyar amb una àrea menor que els superficials considerant un mateix cabal i uns mateixos objectius d'efluent a complir.

- La posició subsuperficial de l'aigua i l'acumulació de restes vegetals a la superfície de l'aiguamoll de flux subsuperficial ofereixen una major protecció tèrmica en climes freds que els de tipus superficial on l'aigua està en contacte directe amb l'atmosfera.
- Els aiguamolls de flux subsuperficial no ofereixen el mateix valor com a hàbitat que els de flux superficial perquè l'aigua no està exposada a l'atmosfera i per tant no és accessible a ocells i animals. No obstant, la fauna hi és present, principalment en forma de nidificació d'ocells i rèptils.

II.iv COMPONENTS DELS AIGUAMOLLS HSSF

A la figura 3.5 es pot observar un sistema convencional de flux subsuperficial. Els components típics inclouen: (1) estructures d'entrada de l'afluent; (2) una membrana sintètica o argila al fons de la llera per impermeabilitzar-la; (3) reompliment de la llera amb un medi granular i porós com poden ser graves; (4) vegetació típica d'aiguamolls plantada en el medi; (5) estructures de sortida flexibles per tal de permetre el control del nivell de l'aigua a l'aiguamoll.

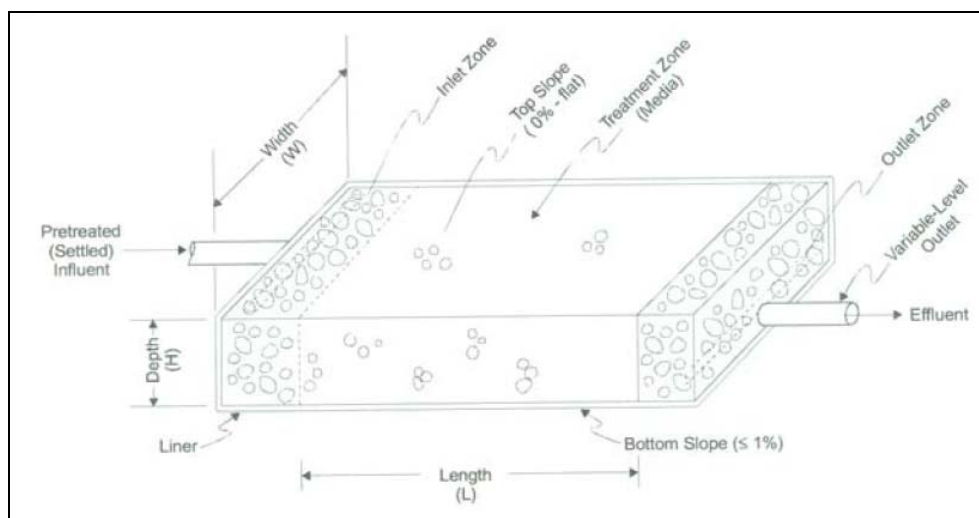


Fig. II.5 Diagrama esquemàtic d'un aiguamoll de flux subsuperficial (U.S. EPA, 2001)

▪ Impermeabilització

Els aiguamolls de flux subsuperficial estan formats per una o més lleres de poca profunditat les quals estan recobertes amb algun tipus de barrera per prevenir la contaminació d'aigües subterrànies com a conseqüència de la infiltració de l'aigua residual que circula per la llera.

El tipus de barrera dependrà de les condicions locals. És a dir, en alguns casos és suficient amb una adequada compactació dels terrenys (per exemple si el sòl és argilós), en altres casos es pot portar argila, o bé utilitzar membranes de plàstic (PVC o polietilè d'alta densitat, HDPE) per impermeabilitzar la llera.

▪ Estructures d'entrada i sortida



Fig. II.6 Tub de distribució de l'afluent situat a la superfície de l'aiguamoll i ocupant l'ample de la zona d'entrada d'aquest (EDAR de Verdú, Lleida)

Cal emprar estructures d'entrada i sortida apropiades per assegurar la distribució i la recollida uniforme de l'aigua residual que entra i surt de l'aiguamoll. Per a l'entrada, normalment es fa servir un tub perforat en diversos punts que està col·locat en la part superior de l'aiguamoll en una zona de grava gruixuda tal i com es pot veure en la fig 3.6. Això permet que l'aigua s'escoli ràpidament cap a l'interior de l'aiguamoll i de forma uniforme.

Pel què fa a la sortida, és recomanable emprar un tub flexible que permeti regular el nivell de l'aigua en la llera.

▪ Medi granular

La profunditat del medi granular en els aiguamolls de flux subsuperficial varia entre 0,3 i 0,9 metres, essent 0,6 metres el més comú. El diàmetre del medi emprat pot oscil·lar entre 0,6 cm (grava fina) fins a 16 cm (roca trencada). Sovint es col·loca una combinació de mides entre 1,5 cm i 4 cm. El medi que s'utilitza ha d'estar net, ha de ser dur, durable i capaç de mantenir la seva forma i la permeabilitat en l'aiguamoll a llarg termini.

▪ Vegetació

La vegetació emergent més comunament utilitzada en aiguamolls de flux subsuperficial és el canyís (*Phragmites australis*, fig 3.7), el jonc (*Typha latifolia*; fig. 3.8) o la boga (*Scirpus lacustris*; fig. 3.9). A Europa es prefereixen les *Phragmites*, ja que es tracta d'una planta que creix ràpidament, forta i no és font d'aliment per animals o ocells. En canvi, en alguns llocs d'Estats Units no està permès el seu ús perquè és una planta agressiva i hi ha una preocupació per si pot estendre's pels aiguamolls naturals a mode de plaga.



Fig. II.7 Canyís
(*Phragmites australis*)

Fig. II.8 Jonc
(*Typha latifolia*)

Fig. II.9 Boga
(*Scirpus lacustris*)

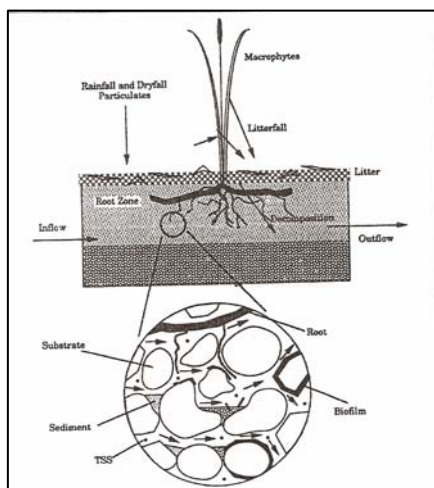
Gràcies a la transferència d'oxigen de les plantes des de les fulles a les seves arrels (submergides en el flux d'aigua), es creen microambients aeròbics als rizomes de la superfície de les arrels. De totes formes, però, la major part de l'ambient submergit en els aiguamolls de flux subsuperficial està mancat d'oxigen.

II.V PROCÉS DE DEPURACIÓ DELS AIGUAMOLLS HSSF

En aquest apartat no es descriuen explícitament quins mecanismes físics, químics i biològics tenen lloc per a la reducció o eliminació dels diferents contaminants, sinó que es fa un resum dels processos i principis que els regeixen. Per trobar les expressions o els processos específics que determinen la reducció dins dels aiguamolls de la Demanda Bioquímica d'Oxigen (DBO), la Matèria en Suspensió (MES), el nitrogen, el fòsfor i d'altres elements, ens remetem a les referències bibliogràfiques.

- **MES**

La matèria en suspensió (MES) queda retinguda en l'aiguamoll mitjançant la filtració en el medi granular. Els mecanismes físics que tenen lloc són: l'adsorció (és el procés d'equilibri consistent en l'adhesió dels àtoms o les molècules d'un material, adsorbat, damunt la superfície d'una altre, absorbent), el xoc amb altres partícules, la coagulació i els mecanismes propis de la filtració.



En aquesta figura es pot veure una ampliació del medi granular de l'aiguamoll amb el flux de l'aigua dibuixat així com els diferents mecanismes (sedimentació tant de les partícules presents en l'aigua residual com de la vegetació del llit, adsorció de la matèria orgànica al voltant de la grava constituint el biofilm, etc) a través dels quals la MES es queda retinguda entre els grans del llit.

Fig. II.10 Mecanismes relacionats amb la MES que es produeixen als aiguamolls de flux subsuperficial (Kadlec i Knight, 1996)

Les arrels també col·laboren en aquesta retenció física de les partícules sòlides. S'ha pogut comprovar que l'eliminació de la MES es produeix bàsicament en els primers metres de l'aiguamoll.

Per tal d'evitar la colmatació de l'aiguamoll, la càrrega superficial de matèria en suspensió que hi arriba no hauria de superar els 20 g MES/m²/d (Garcia et al., 2001).

▪ DBO

D'acord amb Kadlec i Knight l'evolució de la DBO₅ al llarg d'un aiguamoll de flux subsuperficial segueix un comportament logarítmic tal i com es pot veure en la figura II.11.

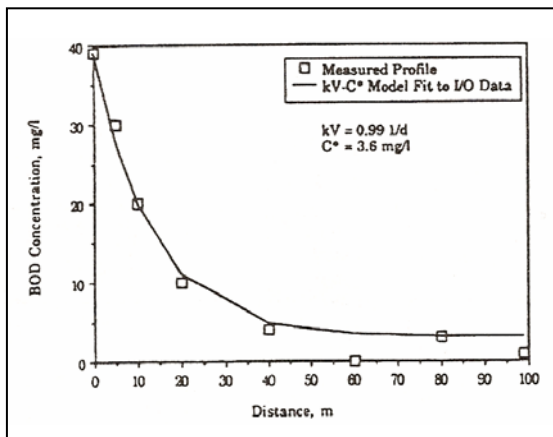


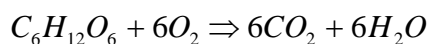
Fig. II.11 Evolució de la DBO₅ al llarg d'un aiguamoll HSSF (Kadlec i Knight, 1996)

Els mecanismes d'eliminació de la matèria orgànica són encara avui poc coneguts, i el

concepte de "caixa negra" per dissenyar els aiguamolls és el més utilitzat. Els mecanismes de degradació de la matèria orgànica dissolta es produeixen gràcies a la biopel·lícula adherida al substrat, mitjançant processos aeròbics i anaeròbics simultàniament. La predominança d'una d'aquestes reaccions bioquímiques respecte l'altra depèn de factors ambientals com la composició de l'aigua residual, la profunditat de la llera i la temperatura.

En general, els sistemes naturals, com els aiguamolls construïts, s'haurien de dissenyar de manera que resulti possible mantenir condicions aeròbiques, és a dir, que la degradació de la matèria orgànica es realitzi mitjançant els microorganismes aeròbics, ja que la descomposició aeròbica acostuma a ser més ràpida i eficient que l'anaeròbica (en termes de depuració) i també s'evitarien els problemes d'olors associats als processos de descomposició anaeròbica (Fricke K., 2005).

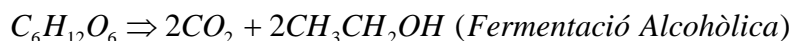
La degradació aeròbica de la matèria orgànica gràcies a la presència de bacteris aeròbics heteròtrofs es regeix per l'equació fonamental següent:



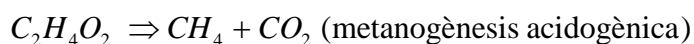
Si la presència d'oxigen en l'aigua és molt baixa o nul·la, els bacteris que duen a terme aquesta reacció no poden desenvolupar-se tant i passa a predominar la degradació anaeròbica de la matèria orgànica.

Aquest tipus de respiració és realitzat per bacteris heteròtrofs de tipus anaerobis estrictes o facultatius. Els principals organismes precursors d'aquests processos són els bacteris desnitrificants, els sulfatoreductors i els metanògens.

La fermentació metanogènica, a partir de compostos orgànics, té lloc en diverses fases. En la primera fase de la fermentació s'obtenen àcids grassos (acètic i làctic), alcohols (com l'etanol) i gasos com el CO₂ i el H₂ (Kalyuzhnyi S.V., 1998):



El primer dels àcids a formar-se i el més abundant en els aiguamolls de flux subsuperficial és l'àcid acètic (és l'únic que es troba en concentracions de mg per litre, mentre que altres àcid grassos com el butíric, el propiònic, etc es troben en concentracions de µg per litre; Huang Y., 2004). A partir de l'àcid acètic comencen a actuar els bacteris sulfatoreductors i els formadors de metà. Aquesta segona fase de la degradació anaeròbia de la matèria orgànica es regeix per les següents equacions (Kalyuzhnyi S.V., 1998):



Els bacteris que transformen la glucosa en àcids grassos (fase 1) poden adaptar-se millor a les diferents condicions ambientals de pH i temperatura que els bacteris metanògens (fase 2). Els bacteris responsables de la metanogènesis només actuen en condicions de pH entre 6.5 i 7.5, per la qual cosa si els bacteris formadors d'àcids grassos actuen a una velocitat molt superior als metanògens, l'acumulació d'àcids farà disminuir el pH i pot inhibir l'actuació dels bacteris metanògens. Es tracta doncs d'un procés l'equilibri el qual és inestable i pot ocasionar que no es completi tot el procés de degradació en cas que només es realitzi la primera fase de la fermentació.

En la naturalesa existeix competència pels donadors d'electrons disponibles entre els bacteris metanògens i els sulfatoreductors, especialment per l' H_2 i l'acetat. En presència de sulfats, resulten sempre afavorits els reductors de sulfat, i la reacció es veu únicament limitada per la quantitat de matèria orgànica present. Alguns bacteris sulfatoreductors presenten una afinitat per l'acetat que és deu vegades superior a la dels metanògens.

En la majoria de sistemes d'aiguamolls de flux subsuperficial predominen les condicions reductores, la qual cosa és sinònim de concentracions d'oxigen dissolt molt baixes i potencials redox molt negatius. Aquestes condicions afavoreixen les reaccions de sulfato-reducció i metanogènesis.

▪ Nitrogen

Els processos d'eliminació del nitrogen depenen de la forma en què aquest es trobi: nitrogen orgànic, nitrogen amoniacal o nitrogen en forma de nitrats.

El nitrogen orgànic està associat a la matèria en suspensió present en l'aigua residual, i per tant s'elimina per filtració. Es tracta del nitrogen que conforma les proteïnes, els carbohidrats complexos i les lignines. Part del nitrogen orgànic s'hidrolitza per formar aminoàcids que es poden descompondre, addicionalment, per produir ions amoni: NH_4^+ .

El nitrogen amoniacal present en l'aigua residual es pot descompondre per diferents vies. Aquestes vies de degradació del nitrogen amoniacal en els aiguamolls de flux subsuperficial són l'adsorció i la posterior nitrificació biològica. L'amoniac afluent i el convertit a partir de nitrogen orgànic s'adsorbeix temporalment, mitjançant reaccions d'intercanvi iònic, sobre les partícules del medi i sobre les partícules orgàniques

dotades de càrrega. Aquest amoníac pot ser consumit per la vegetació i els bacteris, o per la conversió a nitrogen en forma de nitrat mitjançant la nitrificació biològica sota condicions aeròbiques. Degut a que la capacitat d'adsorció de l'amoníac és limitada, per alliberar l'amoníac adsorbit i poder regenerar els camps d'adsorció, és necessari que es dugui a terme un procés de nitrificació.

La nitrificació és el procés de transformació més important per la reducció de la concentració d'amoníac en els aiguamolls. La nitrificació té lloc mitjançant un procés microbià de dues fases que acaba convertint el nitrogen amoniacal en nitrats per oxidació. La velocitat de nitrificació depèn directament de la quantitat d'oxigen dissolt en l'aigua. Si les concentracions d'oxigen dissolt són superiors a 0.3 mg/l (Reddy i D'Angelo, 1997), dos tipus de bacteris, *Nitrosomas* i *Nitrobacter*, són capaços d'oxidar l'amoní (NH_4^+) en nitrat (NO_3^-). El procés de nitrificació total es pot resumir en una sola equació:



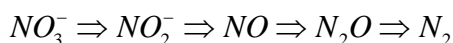
Segons aquesta equació d'equilibri químic, són necessaris 4.6 mg d' O_2 per oxidar 1 mg de nitrogen amoniacal a nitrat.

En els aiguamolls construïts de flux subsuperficial, la disponibilitat limitada d'oxigen redueix la seva capacitat d'eliminar l'amoníac i l'amoní per nitrificació biològica. Caldria un temps de retenció elevat en un aiguamoll d'àrea considerable, per tal de produir un nivells baixos en el nitrogen efluent, donada una aigua residual urbana de composició típica, a no ser que s'adoptessin modificacions del sistema. Aquestes modificacions poden consistir en tubs al fons de la llera per produir una aireació mecànica, la utilització d'un filtre de goteig a la grava integrat per a la nitrificació de l'amoníac i lleres de flux vertical. Aquestes lleres de flux vertical contenen grava o sorra gruixuda i es carreguen intermitentment per la superfície superior.

L'aplicació intermitent i el drenatge vertical permeten recuperar les condicions aeròbiques en la llera i possibiliten que les reaccions aeròbiques tinguin lloc més ràpidament.

El nitrogen en forma de nitrats (NO_3^-) presenta el seu estat d'oxidació més alt (+5). La càrrega global negativa del nitrat fa que no pateixi reaccions d'intercanvi iònic i que romangui dissolt en l'aigua. La naturalesa química del nitrogen en forma de nitrat és químicament estable, molt mòbil i molt soluble en l'aigua. Aquesta gran mobilitat i solubilitat són el resultat de la càrrega negativa del compost (-1). Donat que les partícules del sòl acostumen a estar carregades negativament, els nitrats no tenen afinitat per aquestes partícules i, per tant, no queden adherits al sòl. En conseqüència, els nitrats persistirien en l'aigua de l'aiguamoll si no tingués lloc cap procés d'eliminació.

La via d'eliminació més important en els sistemes naturals de depuració és la desnitrificació biològica i el posterior alliberament d'òxid nítrós gasós i del nitrogen molecular a l'atmosfera (N_2). La desnitrificació es du a terme per l'acció de bacteris facultatius en condicions anòxiques. Els passos que segueix la reacció de desnitrificació es poden expressar com:



Per tal que es produeixi la desnitrificació no és necessari que la totalitat del sistema sigui anòxic, ja que se sap que també es produeix en microambients anòxics propers a zones aeròbiques. No obstant això, per maximitzar la desnitrificació, cal optimitzar les condicions que afavoreixen el desenvolupament del procés.

- **Fòsfor**

Els mecanismes d'eliminació del fòsfor es basen en temps de retenció elevats. Si l'eliminació del fòsfor és un requeriment del projecte, llavors, probablement un sistema d'aiguamolls de flux superficial sigui més efectiu. També es pot eliminar el fòsfor a partir de l'addició d'algun producte químic, mesclar l'aigua i dur-la a una llacuna de sedimentació més profunda.

II.vi MÈTODES D'ANÀLISI DE LA MATÈRIA ORGÀNICA

S'utilitzen diverses tècniques per determinar la matèria orgànica d'una aigua residual com poden ser la determinació dels Sòlids Volàtils en Suspensió (SSV), la Demanda Química d'Oxigen (DQO), la Demanda Bioquímica d'Oxigen (DBO) i el Carboni Orgànic Total (COT; aquest assaig no s'ha realitzat en la present tesina).

L'assaig dels SSV és un mètode que consisteix en la determinació de la fracció volàtil de la matèria sòlida total. El procediment general que se segueix comença amb el pesat del filtre de fibra de cel·lulosa net i la cassoleta d'alumini on es diposita el filtre; a continuació es filtra la mostra a assajar i es diposita a l'interior d'una estufa a 104°C durant 24 hores. Seguidament es torna a pesar (amb aquest pes es poden obtenir els sòlids totals presents a la mostra) i després s'introdueix a una mufla a una temperatura de 550°C durant unes dues hores aproximadament. Transcorregut aquest temps es torna a pesar i amb aquesta dada i l'obtinguda després de l'estufa es poden calcular els SSV presents a l'aigua mostrejada (s'assimilen al percentatge de sòlids orgànics).

L'assaig de la DBO₅ mesura l'oxigen consumit durant un període de temps de 5 dies per degradar bioquímicament la matèria orgànica (demanda carbonosa) d'una mostra d'aigua així com l'oxigen utilitzat per oxidar la matèria orgànica present a la mostra (per exemple els sulfurs). L'assaig també mesura l'oxigen consumit per oxidar l'amoníac i els nitrits de la mostra (demanda nitrogenada), a no ser que s'eviti aquest procés amb un inhibidor.

L'assaig de la DQO mesura la quantitat d'oxigen necessari per oxidar químicament la matèria orgànica present en una mostra d'aigua mitjançant un oxidant químic fort (normalment dicromat de potassi) i a la temperatura d'ebullició. Els resultats de la DQO són sempre majors que els de la DBO, ja que el nombre de compostos que es poden oxidar químicament sempre és major que els oxidables biològicament (la DBO es pot considerar un subconjunt de la DQO). Per una aigua es pot establir una correlació entre la DBO i la DQO la qual cosa esdevé un avantatge operativa, ja que mentre que per la determinació de la DBO es necessiten 5 dies, la de la DQO requereix únicament 2 hores.

II.vii RECULL D'ARTICLES D'INTERÈS

BIODEGRADABILITAT DE LA MATÈRIA ORGÀNICA PRESENT A L'AIGUA ASSAJADA

- *Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformations during aerobic digestion of olive-mill wastewaters (Fakharedine N., 2005)*

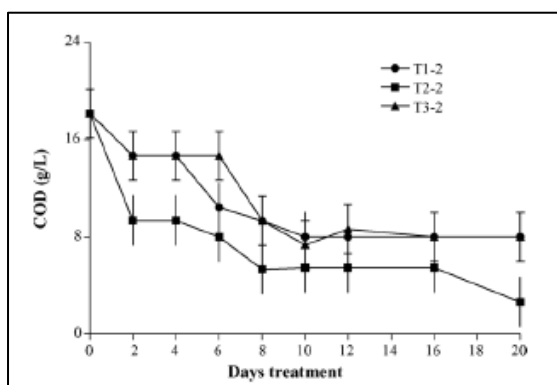
Aquest estudi consisteix en el tractament realitzat sobre l'efluent d'un molí d'oli d'oliva a través d'assajos aeròbics amb la presència de dos tipus diferents d'inòcul. Un dels paràmetres que es controla al llarg dels experiments és la DQO amb l'objectiu de veure l'evolució en la degradació de la matèria orgànica.

Per portar a terme els assajos de digestió aeròbica construeixen uns reactors de 2,5 l de capacitat (24 cm d'altura x 11 cm de diàmetre) de polietilè. Les mostres assajades en el seu interior estan sotmeses a un flux constant d'aire a una temperatura ambient d'uns 25°C.

L'efluent assajat en aquest estudi ha de ser diluït abans d'introduir-lo en els reactors, ja que la DQO de l'efluent sense tractar és molt elevada ($168 \pm 2,64$ g O₂/l). A més a més de la dilució, també s'afegeixen dos tipus d'inòcul depenent del reactor. Aquests són, microorganismes procedents de floridures i llevadures.

Així doncs, s'apliquen tres tipus de tractaments a l'aigua residual. El tractament 1 consisteix en una reducció del pH de l'efluent fins un nivell àcid més l'addició de l'inòcul anterior; els tractaments 2 i 3 consisteixen en la modificació del pH de l'efluent fins arribar a neutralitzar-lo més l'addició de l'inòcul anterior en diferents quantitats segons el tractament.

En tots els casos, els assajos duren 20 dies i de cadascun se n'extreuen mostres de 150 ml cada 48h.



Així doncs tenint en compte que l'efluent assajat (prèviament diluït) partia d'una DQO d'uns 17000 mg/l, al final de l'assaig es comprova com la reducció experimentada en 20 dies ha estat del 58,3% pel tractament tipus 1, del 86,5% pels tractaments 2 i 3.

Fig. II.12 Variació de la DQO en funció del temps per cadascun dels tractaments aplicats a l'aigua residual procedent del molí d'oli d'oliva

Aquest article serà d'utilitat a l'hora de comparar els resultats obtinguts en aquesta tesina pels assajos de degradabilitat aeròbica i tenint en compte que el pH present a l'aigua assajada és pròxim al neutre, es tindran en compte els percentatges de reducció de DQO obtinguts pels tractaments 2 i 3.

Els assajos aeròbics que es realitzen en l'estudi són interessants de cara als tests de biodegradabilitat aeròbica portats a terme en aquesta tesina, ja que els reactors utilitzats guarden moltes similituds amb els emprats en aquest cas pel què fa a les

característiques dels reactors en sí i als paràmetres de l'assaig com la temperatura, el temps d'assaig, el pH, etc.

- ***Effect of design parameters in horizontal flow constructed wetland on the behaviour of volatile fatty acids and volatile alkylsulfides (Yuming Huang et al., 2004)***

Aquest article estudia l'efecte de la càrrega hidràulica (HLR, hydraulic loading rate), l'altura d'aigua i el medi granular en diferents productes intermitjos procedents de la degradació de la matèria orgànica com són l'àcid acètic (HAc), l'àcid Isovalèric (Isoval) i el dimetilsulfit (DMS).

Les dades de 8 mesos de mostreig en una planta pilot d'aiguamolls de flux subsuperficial van ser analitzades i a partir dels resultats obtinguts es va concloure que la HLR i l'altura d'aigua són els dos factors principals que controlen el funcionament de les lleres.

Les concentracions d'aquests compostos mesurades en els efluent dels aiguamolls eren molt diferents depenent de l'altura d'aigua. Així doncs, els efluent de lleres poc profundes (27 cm) contien concentracions menors de DMS (1,05-1,44 $\mu\text{g l}^{-1}$), HAc (7,91 – 10,9 mg l^{-1}) i Isoval (0,11 – 0,15 mg l^{-1}) que les lleres més profundes (DMS: 1,68 – 2,40 $\mu\text{g l}^{-1}$; HAc: 9,29 – 14,4 mg l^{-1} i Isoval: 0,20 – 0,31 mg l^{-1}). Aquestes diferències poden ser degudes a la diferent formació i consum de matèria orgànica, la qual cosa està relacionada amb el potencial redox (E).

D'acord amb els resultats obtinguts es pot veure com el producte intermig predominant en l'efluent és l'HAc (la concentració mitja mesurada a partir dels vuit aiguamolls de la planta pilot és d' $11,34 \pm 6,66 \text{ mg/l}$). Existeixen altres àcids grassos com poden ser l'àcid propiònic i el butíric però apareixen en concentracions molt petites i no es van tenir en compte en aquest estudi.

En aquest article es determina que la DBO_5 teòrica corresponent a l'àcid acètic constitueix entre el 20 i el 40 % de la DBO_5 experimental. A més a més, a través de l'anàlisi estadístic es veu com l'eliminació d'àcid acètic no és gaire depenent de la càrrega d'entrada a l'aiguamoll. L'eliminació d'aquest compost, però, és més alta en els mesos freds que en els càlids, la qual cosa deixa veure la producció interna d'àcid acètic en l'aiguamoll.

- ***Methane emissions from a constructed wetland treating wastewater – seasonal and spatial distribution and dependence on edaphic factors (A. E. Johansson et al., 2004)***

Aquest article estudia els aiguamolls des del punt de vista de les emissions de gas que emeten a l'atmosfera, sobretot de metà i òxid de nitrogen. Aquests gasos són importants en termes ambientals, ja que es dispersen ràpidament en l'atmosfera i estan dins del grup de gasos que influeixen en l'escalfament global del planeta.

Els autors de l'article han volgut portar a terme un estudi que determini el flux de metà originat per un aiguamoll construït al llarg dels mesos de primavera i tardor en una planta pilot que rep aigües d'un efluent secundari. Les emissions durant aquestes estacions són en mitja de 141 $\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2}\text{d}^{-1}$, variant des de produccions de 375 $\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2}\text{d}^{-1}$ fins a 1739 $\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2}\text{d}^{-1}$.

La planta pilot d'estudi està situada a Linköping (Suècia) i consisteix en dues línies en paral·lel (designades A i B) cadascuna de les quals disposa de tres llacunes

connectades en sèrie. Totes dues línies reben el mateix cabal d'aigua residual (10-12 m³ h⁻¹).

Una vegada entra l'aigua, aquesta flueix de la llacuna A1 a la A2 i després a la A3. Totes tres tenen aproximadament la mateixa àrea (1000 m²) però diferent forma, profunditat i vegetació. La primera llacuna és més rectangular (20x50 m²) i amb una fondària d'entre 10-30 cm, mentre que les altres dues són quadrades (30x30 m²) amb profunditats d'entre 60-70 cm.

A partir dels assajos realitzats es va poder veure com la variació espacial i temporal era gran i es podia explicar a través de la mesura de factors mediambientals. Els diferents factors analitzats són la temperatura del sediment, la temperatura de l'aigua i l'aire, la radiació fotosintètica activa, la humitat en la zona d'entrada i sortida, l'òxid de nitrogen, l'amoni, els nitrats i nitrats, el nitrogen mineralitzat, el fòsfor total, el volum de plantes i el flux d'aigua. D'entre aquests factors, la temperatura del sediment i de l'aigua va ser significativament en tots els casos i independent de l'escala de l'anàlisi (r² major de 0,88).

- ***Microbial mechanisms of carbon removal in subsurface flow wetland (J.D.C. Baptista et al., 2003)***

D'acord amb aquest article és de coneixement general que la degradació microbiana és un dels mecanismes més importants en l'eliminació de contaminants de l'aigua. Els microorganismes, a més a més, tenen un rol important en el cicle i la transformació d'energia i nutrients. És per això que és necessari conèixer la funció que els microorganismes porten a terme en l'eliminació de la matèria orgànica, per tal d'optimitzar el disseny dels aiguamolls.

Aquest article estudia els mecanismes d'eliminació de substàncies biodegradables en 2 aiguamolls de flux subsuperficial un dels quals està plantat i l'altre no. En concret, es compara la diversitat i la cinètica de dues comunitats bacterianes: els sulfato-reductors i els metanògens.

Els aiguamolls d'estudi tenen unes dimensions de 1,70 m (longitud) x 0,50 m (amplada) i estan omplerts amb una altura de grava de 0,30 m (diàmetre nominal de 1,25 cm). Un tanc està plantat amb 4 *Phragmites australis* (A) i l'altre no (B).

En aquest estudi es va realitzar un balanç de massa basat en les següents hipòtesis: 1) 50% de la matèria orgànica de l'aiguamoll és acetat i l'altre 50% és propionat, 2) un mol de sulfat és consumit per cada mol d'acetat degradat; 3) 1,75 mols de sulfat són consumits per cada mol de propionat degradat; 4) el consum d'un mol d'acetat requereix dos molècules d'oxigen i 5) el consum d'un mol d'acetat requereix 3,5 molècules d'oxigen.

D'entre els diferents anàlisis realitzats, es van mesurar els nivells de carboni total (CT), de carboni inorgànic (CI), de carboni orgànic total (COT), de fòsfor, de sulfat i d'àcids grassos (els tres últims a través de cromatografia de gasos).

A partir de totes aquestes proves, es va veure com la reducció de la DBO en tots dos aiguamolls va ser similar, però que l'eliminació de CT, COT i DQO en l'aiguamoll plantat va ser força inferior que en la llera sense vegetació.

A més a més, a través dels balanços de massa i dels resultats d'acetat i propionat obtinguts, es va veure com el 24 i 21% del COT i l'11 i 12% de la DQO degradada en A i B respectivament van ser eliminats per bacteries sulfato-reductores. Així doncs tenint en

compte que el potencial redox era molt baix i que el sulfat era limitant, la degradació de la resta del carboni orgànic s'atribueix a bacteries metanògenes.

Les principals conclusions que s'obtenen en aquest article són que des de la zona d'entrada fins a la sortida, les comunitats microbianes són força diferents segons si l'aiguamoll està plantat o no. Els anàlisis mostren com totes dues lleres han produït una important comunitat de bacteries sulfato-reductores.

Per tal de millorar l'eliminació de matèria orgànica proposa l'increment de temperatura per tal que els microorganismes treballin de forma més òptima o bé que s'incrementi el rati de sulfats en detriment de la DQO. D'aquesta manera s'incrementaria la velocitat dels sulfato-reductors els quals es desenvolupen més ràpidament que els metanògens.

FENOMEN DE LA COLMATACIÓ EN AIGUAMOLLS DE FLUX SUBSUPERFICIAL

- *Accumulation of organic matter fractions in a gravel-bed constructed wetland (L. Nguyen, 2001)*

Aquest article estudia el fenomen de la colmatació a partir del mostreig dels dipòsits orgànics acumulats en la grava d'una planta pilot d'aiguamolls de flux subsuperficial que fa 5 anys que està en funcionament i que té problemes d'obturació a les entrades de les lleres.

L'article introdueix el fenomen de la colmatació com una característica típica dels aiguamolls de flux subsuperficial que tracten aigua residual. Els sòlids orgànics acumulats esdevenen un magatzem de carboni i nutrients durant un llarg període de temps i suposen un subministrament sostenible de carboni pel procés de la desnitrificació. Tot i així, aquests sòlids poden taponar els porus del medi granular, comportant un decreixement en el temps de retenció de l'aigua residual dins la llera i una disminució de l'eficiència en l'eliminació de nutrients. El funcionament general d'aquest tipus d'aiguamoll depèn del tamany de la biomassa microbiana, de l'activitat microbiana i de la proporció de fraccions refractàries en els residus de la vegetació de l'aiguamoll i l'aigua residual que hi arriba.

Segons l'autor, el funcionament d'aquest tipus d'aiguamolls durant el tractament d'aigües residuals depèn de la distribució dels tamanyes de la matèria orgànica que es troba en els sòlids acumulats.

D'entre els experiments realitzats, els autors analitzen les fraccions de matèria orgànica de característiques làbils (solubles en aigua) i estables (àcid hùmic i fúlvic entre d'altres). També es determina el carboni total, la biomassa microbiana i el rati de respiració microbiana.

De tots els anàlisis portats a terme les conclusions obtingudes són que més del 90% dels sòlids orgànics acumulats en la llera que ha estat tractant aigua residual agrícola durant 5 anys, està formada per fraccions orgàniques recalitrants, és a dir, no biodegradables. Aquestes corresponen, molt probablement, a fraccions de lignocel·lulosa de l'afluent i dels residus de la vegetació plantada en l'aiguamoll.

Al llarg dels estudis s'observa que tant el carboni total, com el rati de respiració microbiana, com la biomassa present en els sòlids acumulats decreix de forma significativa amb la profunditat i la distància al llarg de l'aiguamoll. Aquesta davallada

s'atribueix a un major flux de matèria orgànica procedent dels residus de la vegetació i de l'afluent a través de la zona més superficial de l'aiguamoll.

Així doncs, la colmatació de la llera s'atribueix a l'acumulació de sòlids orgànics de caràcter recalcitrant, especialment en els 100 primers mm de l'aiguamoll.

En aquest article es recomana l'ús de la biomassa microbiana i el rati de respiració microbiana com a indicadors dels canvis en les fraccions orgàniques estables que es troben en els sòlids acumulats a l'aiguamoll.

Tant l'anàlisi quantitatiu com qualitatiu de la matèria orgànica present en el sediment són importants per entendre el fenomen d'acumulació - descomposició de la matèria orgànica i la colmatació del medi granular amb el qual s'ha omplert l'aiguamoll.

- ***Soil clogging phenomena in constructed wetland with subsurface flow (R. Blazejewski et al., 1997)***

Aquest article presenta una descripció dels processos de colmatació durant la infiltració d'aigua residual en un aiguamoll de flux subsuperficial.

Segons l'autor, les causes principals del fenomen de la colmatació són les següents:

- existència de petits porus en el medi granular de la llera (partícules fines no agregades, alta no uniformitat)
- acumulació de sòlids en suspensió dins dels porus del medi.
- creixement del biofilm al voltant del medi granular en temperatures altes
- penetració de les arrels de les plantes i els rizomes
- bloqueig dels porus degut al gel inorgànic que prové majoritàriament de la dissolució del calci en la grava calcària i la seva conseqüent reacció amb la silicosa present en l'aigua residual
- precipitació i sedimentació de carbonat de calci a un pH baix
- falta d'autorentat a baixes velocitats de filtració

El procés de colmatació es pot dividir en les següents tres fases:

- un període inicial de funcionament variable caracteritzat per ratis de filtració que decreixen de forma gradual
- davallada substancial i estabilitzada
- aparició inicial d'aigua superficial en el medi granular de forma intermitent i després de forma contínua

D'acord amb l'article, tant la matèria que colmata la superfície d'infiltració (crosta) com el material que obtura els porus consisteix en productes de la descomposició anaeròbica i/o compostos orgànics inalterats en els casos en què les baixes temperatures retarden el procés de descomposició.

Segons l'autor, la colmatació pot ser controlada a la pràctica a través d'un millor tractament de l'aigua residual, aplicant un material el suficientment porós pel llit de canyes i també una interfase a la zona d'entrada de l'aiguamoll el suficientment llarga.

- ***Accumulation of organic solids in gravel-bed constructed wetlands***
(Chris C. Tanner et al., 1995)

Aquest article presenta una investigació realitzada en 4 parells d'aiguamolls de flux subsuperficial sobre l'efecte de la càrrega orgànica que arriba a un aiguamoll juntament amb els efectes de l'ús del *Schoenoplectus validus* com a vegetació de la llera.

Dels aiguamolls estudiats hi ha dues parelles plantades i dues sense plantar als quals els arriben diferents càrregues d'aigua residual agrícola pretractada en una llacuna anaeròbica i una d'aeròbica. Així doncs, l'aigua que arriba a les lleres d'estudi entra amb unes càrregues de sòlids en suspensió (el 82% dels sòlids són volàtils, és a dir, orgànics) d'entre 1,6 i 5,4 kg m⁻² durant 22 mesos.

En l'article es mostreja tant el gradient vertical com l'horitzontal de la matèria orgànica acumulada i també s'analitza l'impacte dels sòlids acumulats en els temps de residència investigats a través de l'ús de bromur com a traçador.

A través de totes aquestes proves es conclou que les acumulacions mitjanes en els aiguamolls que estan plantats són majors que les dels que no ho estan (4 kg m⁻² i 0,4 – 2,3 kg m⁻² en els plantats i sense plantar respectivament), arribant a ser de quasi el doble. També s'observa com els nivells més alts d'acumulació de sòlids es registren a la zona d'entrada de l'afluent en els 100 primers mm del substrat. La porositat efectiva dels aiguamolls que han rebut la màxima càrrega orgànica es veu clarament reduïda en comparació amb els aiguamolls menys carregats.