

AVALUACIÓ DE LES POTENCIALITATS D'ÚS D'ESMENES ORGÀNIQUES EN TECNOSÒLS PER A LA RESTAURACIÓ DE TALUSSOS D'INFRAESTRUCTURES VIÀRIES

Rubèn Peguero i Oliva

Treball de Final de Grau de Ciències Ambientals

Bellaterra, Febrer de 2019

Tutor del treball:

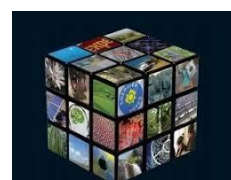
Josep Maria Alcañíz

Tècnic col·laborador:

Vicenç Carabassa

Tutor de l'assignatura

Pere Muñoz



Resum Executiu

El present treball avalua les possibilitats d'ús (com a esmena orgànica de sòls) del residu generat a la digestió anaeròbica de la fracció orgànica no selectiva dels residus municipals sòlids. L'estudi se centra a avaluar si la preparació de tecnosòls utilitzats en la restauració/rehabilitació de talussos d'infraestructures viàries és una opció vàlida de valorització d'aquest tipus de residu. Es fa un seguiment d'un cas d'estudi consistent en unes parcel·les experimentals ubicades al talús emplaçat al marge dret (direcció Barcelona) del pk 22+650 de l'autopista C-16. L'objectiu principal del seguiment és l'avaluació de l'efecte que té sobre el sòl i la vegetació (en comparació a un control amb sòl no esmenat) l'aplicació de digest procedent de Plantes de Tractament Mecànica-Biològic (o Ecoparcs).

El treball fa una revisió dels aspectes ambientals de l'aprofitament de residus orgànics urbans, en un context d'economia circular, i es discuteixen els riscos associats a aquesta pràctica, així com els aspectes que s'haurien de reglamentar. S'estudien amb més detall els digestos i els bioestabilitzats generats als Ecoparcs, constituïts bàsicament per la fracció orgànica del rebuig dels residus municipals sòlids (contenedor gris), la qual ha estat seleccionada a partir de procediments mecànics i estabilitzada per mitjà d'una digestió anaeròbica (digest) o bé d'un compostatge (bioestabilitzat). A Catalunya es produeixen anualment al voltant de 190.000 tones d'aquestes esmenes (unes 10.000 de digest), que actualment es gestionen mitjançant una via de tractament finalista (majoritàriament dipòsits controlats).

El digest és potencialment valoritzable com a esmena orgànica a partir del seu ús en la preparació de tecnosòls per a la restauració d'espais degradats, per exemple, a causa de la construcció d'infraestructures terrestres o l'emplaçament d'activitats extractives i abocadors. Aquest potencial és determinat, principalment, pel seu contingut de matèria orgànica i nutrients. L'ús d'aquestes esmenes permet la utilització de terres sobrants (i estèrils de rebuig) d'obres com a substrat edàfic per a la preparació de tecnosòls que faciliten la restauració ecosistèmica dels espais; sempre que es compleixin uns mínims de qualitat, tan de les menes com del substrat edàfic. Aquest mètode de recuperació ecosistèmica es presenta com una bona alternativa per a valoritzar uns materials (el digest procedent d'Ecoparcs) que en l'actualitat adquireixen de forma sistemàtica la categoria de *residu* i són destinats a tractaments finalistes. La seva valorització material mitjançant la preparació de tecnosòls contribuiria a reduir la quantitat d'aquests residus abocada a dipòsits controlats (o incinerada), i aproxima el digest cap a la possibilitat d'adquirir la categoria de *producte* mitjançant la seva incorporació al mercat; la qual cosa reduiria a l'administració pública els costos derivats de la seva gestió o, si més no, els compensaria total- o parcialment en funció dels beneficis derivats del seu *valor afegit*.

Els resultats del seguiment realitzat al talús de l'autopista demostren uns efectes clars sobre el desenvolupament vegetal després de l'aplicació del digest, que no han estat, però, significatius a curt termini sobre les propietats físiques del sòl. Així, l'addició de l'esmena afavoreix un ràpid creixement de les espècies herbàcies i minimitza el risc d'erosió. També s'han trobat diferències en la composició florística entre els tractaments i els controls, i s'ha vist que l'ús de digest no limita l'entrada espontània d'espècies autòctones.

Tot i que el contingut de nitrogen aportat és força elevat, no s'han evidenciat exportacions a les aigües subterrànies. En termes generals es constata que el digest té una bona aptitud per a ser utilitzat com a esmena orgànica per a la preparació de tecnosòls. Aquest mètode de valorització, mal que de moment es realitzi fora del mercat (així que el digest no pot adquirir la categoria de *producte*), contribueix a disminuir la quantitat de digest destinada a dipòsits controlats. A més, l'ús de tecnosòls preparats amb digest es pot estendre a la recuperació d'espais degradats per talussos d'infraestructures ferroviàries, abocadors, explotacions de recursos o aeroports, entre d'altres

D'acord amb els resultats obtinguts, es recomana la realització de noves proves pilot d'aplicació de digest procedent d'Ecoparcs per a la preparació de tecnosòls, per tal de restaurar espais degradats per activitats antròpiques com les esmentades, en les quals el substrat edàfic no té una qualitat suficient. Les proves pilot s'hauran de realitzar sota condicionants en relació a la dosificació i la qualitat de les esmenes i les propietats dels substrats minerals a esmenar, així com les característiques hidrogeològiques de l'emplaçament.

Taula de continguts

1. Introducció	6
2. Antecedents	7
2.1 Els tecnosòls	7
2.1.1 Què és un tecnosòl?	8
2.1.2 Adequació i preparació de tecnosòls	8
2.2 Els talussos d'infraestructures viàries	10
2.2.1 Què és un talús?: desmunts i terraplens.....	10
2.2.2 Impactes sobre el medi i degradació de l'espai	10
2.2.3 Restauració de talussos d'infraestructures viàries.....	11
2.3 La valorització de residus biodegradables mitjançant l'adequació i/o preparació de tecnosòls	15
2.3.1 Opcions de tractament dels residus biodegradables.....	16
2.3.2 Mercat, aspectes normatius i possibles aplicacions del compost i el digest	18
2.3.3 La valorització dels residus biodegradables de la recollida municipal a Catalunya ...	22
2.4. Efectes de l'aplicació de compost i digest al sòl.....	24
2.4.1 Efecte del compost i el digest sobre les propietats del sòl	24
2.4.2 Contribució del compost i el digest a la fixació i el segrest de carboni al sòl	27
2.4.3 Possibles efectes ambientals i sanitaris adversos de l'aplicació al sòl de compost i digest	28
2.4.4 Aspectes a tenir en compte a l'hora d'aplicar matèria orgànica al sòl	28
3. Justificació del cas d'estudi	29
4. Objectius.....	30
4.1 Objectius generals.....	30
4.2 Objectius específics	30
5. Programació dels treballs.....	31
6. Descripció de la zona d'estudi.....	32
6.1 Situació geogràfica	32
6.1 Situació geològica i hidrogeològica	32
7. Metodologia	34
7.1 Preparació i adequació dels materials d'experimentació	34
7.1.1. Preparació del tecnosòl.....	34
7.1.2 Preparació de les parcel·les experimentals.....	34
7.1.3 Selecció i sembra de les espècies de plantes	35
7.2 Caracterització de les argiles.....	36

7.2.1 Presa de mostres de sòl o sediments.....	36
7.2.2 Separació i purificació d'argiles.....	36
7.2.3 Anàlisi per difracció de raigs X de les mostres d'argiles purificades.....	39
7.3 Mostreig de les aigües subterrànies	40
7.4 Mètode per avaluar l'efecte de l'esmena aplicada sobre les propietats del tecnosòl	41
7.4.1 Mostreig del sòl.....	41
7.4.2 Anàlisi del contingut de matèria orgànica i macronutrients.....	42
7.4.3 Mesura de la densitat aparent.....	42
7.4.5 Mesura de la capacitat d'infiltració.....	43
7.4.6 Mesura de la resistència dels agregats	44
7.4.7 Mesura de l'erosionabilitat	46
7.4.8 Seguiment de la revegetació.....	47
7.4.9 Avaluació l'efecte sobre l'estabilitat i els processos erosius del talús.....	48
8. Resultats.....	48
8.1. Característiques de la mescla de terres i de l'esmena utilitzada	49
8.2 Característiques de les argiles.....	51
8.3 Característiques de les aigües subterrànies.....	52
8.4 Efecte de l'esmena aplicada sobre les propietats del tecnosòl	54
8.4.1 Efecte sobre el contingut de matèria orgànica i nutrients del sòl	54
8.4.2 Efecte sobre la densitat aparent del sòl.....	55
8.4.3 Efecte sobre la capacitat d'infiltració del sòl	55
8.4.4 Efecte sobre la resistència dels agregats del sòl	56
8.4.5 Efecte sobre l'erosionabilitat del sòl.....	56
8.4.6 Efecte sobre el desenvolupament de la cobertura vegetal	58
8.5 Efecte sobre l'estabilitat i processos erosius del talús.....	65
8.5.2 Efectes sobre l'estabilitat del talús	65
8.5.3 Efectes sobre els processos erosius del talús.....	66
9. Discussió.....	68
10. Conclusions.....	71
11. Propostes de millora	73
Bibliografia i Webgrafia.....	74
Annex A. Pressupost del treball	86
Annex B. Càlcul de la petjada de carboni.....	88
Annex C. Característiques de la mescla de terres i de l'esmena utilitzada.....	89

Annex D. Resultats analítics de les mostres d'aigua subterrània.....	91
Annex E. Resultats de la mesura de la densitat aparent.....	93
Annex F. Resultats dels assaigs d'infiltració	94
Annex G. Resultats de les proves de resistència dels agregats.....	95
Annex H. Resultats de l'assaig d'erosionabilitat del sòl	97
Annex I. Resultats de la mesura del recobriment de l'alçada i la vegetació.....	101
Annex J. Resultats de l'inventari florístic	102
Annex K. Servei de Difracció de Raigs X	103

1. Introducció

Avui en dia és indiscutible que la humanitat ha exercit, i segueix exercint, una gran influència sobre el medi natural. Aquesta influència, que ha anat en augment al llarg de la història, es va accentuar intensament a partir de l'inici de la revolució industrial del segle XVIII, i va assolir un clímax important amb el desenvolupament de l'energia atòmica a mitjans del segle XX.

En l'actualitat molts científics creuen convenient la introducció d'una nova Era geològica, l'Antropocè, basant-se en les evidències globals de què molts processos terrestres han estat, i estan sent, alterats per l'activitat antròpica. La formació de sòls n'és un exemple: la irrigació amb aigües salines, que causa acumulacions de sals solubles al sòl, el drenatge artificial del medi edàfic, que canvia les característiques d'humitat del sistema, l'excavació del substrat, que altera l'organització dels constituents del sòl i exposa noves superfícies d'aquest als processos exògens, la modificació de la topografia del terreny i l'alteració de la coberta vegetal, que indueixen canvis en l'equilibri erosió-sedimentació, així com l'addició de contaminants i impropis, són alguns exemples d'accions antròpiques, derivades de les activitats productives de la societat, capaces d'originar canvis tangibles i significatius en les característiques del medi edàfic. Aquests canvis poden arribar a ser tan intensos que s'ha vist necessari considerar a l'activitat humana com a un factor pedogenètic més (Dazzi & Lo Papa, 2015) i, per tant, tenir-lo en compte a l'hora de caracteritzar i/o classificar el sòl (Dazzi & Lo Papa, 2015; IUSS Working Group WRB, 2015).

La creació d'infraestructures viàries és un exemple de com els humans interfereixen en la natura i en els seus processos. La construcció de carreteres implica fer diferents modificacions del medi físic, entre les quals es troba l'excavació i la construcció de talussos artificials, el què produeix una degradació important del sòl i de l'ecosistema de la zona afectada en general, la qual pot agreujar-se severament amb el pas del temps i arribar a ser un greu problema de seguretat ciutadana. A més, donat que la comunicació terrestre mitjançant infraestructures viàries és un factor clau per al desenvolupament econòmic de qualsevol regió, el nombre de talussos artificials generats per acomplir amb l'elaboració d'una bona xarxa viària és molt elevat, de manera que la problemàtica derivada de la construcció de talussos artificials en cap cas és local, sinó que es troba generalitzada a tot el territori.

D'altra banda, si bé el sistema de producció de la major part de la societat comporta una modificació molt important del medi físic i dels seus processos, així com una explotació descontrolada i gens sostenible dels recursos naturals, el sistema de consum, el qual està directament lligat al primer, genera una quantitat irracional de residus. Durant la major part de la història el reciclatge i la reutilització han estat la regla general, però amb el desenvolupament industrial, que va traduir-se en un abaratiment dels costos de producció i la possibilitat de generar nous productes, el reciclatge i la reutilització es van acabar convertint en l'excepció, i la generació de residus en la norma. L'aparició dels fertilitzants químics, els quals van desbancar els residus orgànics (ex: fems i restes domèstiques) a l'hora de ser aplicats als camps per a incrementar el contingut en nutrients del sòl, n'és un bon exemple.

L'explotació descontrolada dels recursos i la interferència sobre el medi sense posteriors mesures de remeiació, així com la producció sistemàtica de residus, representen hàbits incompatibles amb la projecció en el temps de la societat humana (són hàbits de consum

“insostenibles”), de manera que la necessitat de canviar el sistema econòmic, i remeiar les conseqüències negatives derivades de la interferència de les activitats antròpiques amb el medi, s’ha fet quelcom indiscutible. La modificació del paradigma que governa la major part de la humanitat no és res senzill, no es pot fer tot d’una, s’ha de dur a terme realitzant múltiples petits canvis de forma sostinguda en el temps, sobre la base del coneixement obtingut de l’estudi de la realitat.

El present treball busca contribuir a l’obtenció dels coneixements que permetin fer un transit cap a un nou model econòmic, així com dissenyar les mesures adients per a remeiar les conseqüències negatives derivades de la interferència de les activitats antròpiques en el medi natural. L’estudi se centra en l’avaluació de les potencialitats de valorització (reciclatge) dels residus orgànics (biodegradables) procedents de la recollida selectiva municipal a Catalunya, concretament els materials biodegradables que formen part de la fracció resta (un cop estabilitzats mitjançant una digestió anaeròbica) per a restaurar el sòl de talussos d’infraestructures viàries. S’ha aprofitat la necessitat real de restaurar paisatgística i tècnicament un talús d’infraestructura viària, per a estudiar l’efecte que té sobre les terres del talús l’aplicació d’un digest (obtinguda a partir de la matèria biodegradable procedent de la fracció resta de la recollida selectiva a Catalunya) per tal d’avaluar si és possible elaborar un sòl artificial (tecnosòl) que permeti la recuperació ecosistèmica de l’espai degradat, mitjançant l’addició de l’esmena orgànica esmentada a unes terres més o menys inertes.

El treball s’emmarca en la necessitat de trobar una alternativa per a valoritzar la matèria orgànica de la fracció resta de la recollida municipal a Catalunya, la qual, malgrat correspondre’s al gruix dels residus orgànics municipals produïts a la regió, acaba sent destinada a tractaments finalistes.

Es tracta d’un estudi innovador amb pocs precedents similars a la bibliografia, perquè ni l’esmena utilitzada ni l’àmbit d’aplicació són els habituals. Per una banda, la immensa majoria dels treballs existents s’han centrat en l’estudi del compost, concretament de l’obtingut a partir del tractament de residus biodegradables separats a l’origen (i.e.: FORM), de manera que la qualitat de l’esmena orgànica acostuma a ser superior i els efectes positius esperats més evidents. D’altra banda, el context d’aplicació de l’esmena poques vegades ha estat un cas pràctic de restauració d’un talús d’infraestructura viària, amb tota la complexitat de processos adversos que poden afectar a l’espai (ex: pendent elevat, grans taxes d’erosió, moviments de massa, etc.), sobretot en un talús històricament tan problemàtic com el del cas d’estudi del present treball.

2. Antecedents

2.1 Els tecnosòls

Tal com s’ha explicat, la influència que l’activitat humana exerceix sobre el medi edàfic ha fet necessari considerar-la com un factor pedogenètic més, i tenir-lo en compte a l’hora de caracteritzar i classificar el sòl. Per donar resposta a aquesta necessitat, la “World Reference Base for Soil Resources (WBR)” ha inclòs dos grups de referència de sòls antropogènics: els Antrosòls i els Teccnosòls (Dazzi & Lo Papa, 2015; IUSS Working Group WRB, 2015).

2.1.1 Què és un tecnosòl?

El IUSS Working Group WRB (2015) defineix un tecnosòl com un *“sòl les propietats i la pedogènesi del qual estan dominades per un origen tècnic. Contenen una gran quantitat d’artefactes (quelcom al sòl que es reconeix que està fet o fortament alterat per humans o extret de profunditats no edàfiques) o estan segellats per un material tècnic dur (material dur creat pels humans, amb propietats diferents de les de la roca natural) o contenen una geomembrana. Inclou sòls procedents de residus (abocadors, fangs, residus miners i cendres), paviments amb el seus materials subjacents no consolidats, sòls amb geomembranes o sòls construïts”*. En tot cas, tal com s’indica en el document citat anteriorment, un sòl serà considerat un tecnosòl si *“conté un 20% o més (en volum, mitjana ponderada) d’artefactes, de roca continua o material tècnic dur o una capa cimentada o endurida, dins dels 100 cm superiors de la superfície del sòl”*.

Els tecnosòls es poden trobar arreu del món on l’activitat humana ha conduït a la construcció de sòls artificials, el segellament de sòls naturals o a l’extracció de materials que d’una altra manera no estarien exposats a processos exògens. És per això que els tecnosòls apareixen en ambients urbans i carreteres, en àrees mineres, abocadors, vessaments de petroli, dipòsits de cendres, etc. Els tecnosòls estan profundament afectats per la naturalesa del material i/o l’activitat antròpica que els ha originat, de manera que freqüentment contenen substàncies tòxiques derivades d’activitats industrials i han de ser tractats amb precaucions. De vegades és complicat identificar-los, perquè per sobre poden tenir una capa de sòl natural que permet el desenvolupament d’una cobertura vegetal (Dazzi & Lo Papa, 2015; IUSS Working Group WRB, 2015).

2.1.2 Adequació i preparació de tecnosòls

L’aparició d’un tecnosòl moltes vegades és una conseqüència involuntària derivada del desenvolupament d’alguna activitat antròpica. Com es tracta d’un fenomen involuntari sovint no està controlat, de manera que freqüentment se’n deriven efectes negatius pel medi natural. A més, si s’observen les característiques que defineixen a un tecnosòl (ex: artefactes i segellament) és inevitable relacionar-les amb processos de degradació del medi edàfic. Tot això fa que el concepte de tecnosòl tingui associat una connotació negativa i se l’identifiqui amb quelcom no desitjable. En la major part dels casos aquesta connotació negativa està justificada, ja que tant la presència d’artefactes (ex: fragments de vidres, plàstics i restes mineres) com el segellament o l’enduriment dels sòls condueixen a una reducció de la seva qualitat, entesa com *“la capacitat de l’ecosistema [sòl] per a produir béns i prestar serveis als seus beneficiaris”* (FAO, 2018).

Però més enllà de simplificar l’existència dels tecnosòls al resultat d’una transformació antròpica no desitjada d’un sòl natural, que acaba originant la degradació de l’ecosistema, existeix la possibilitat d’entendre’ls com una oportunitat per a valoritzar residus i restaurar/rehabilitar ecosistemes degradats. El monitoratge i el desenvolupament controlat dels tecnosòls pot fer que passin de ser un problema a ser una solució.

Existeixen exemples bibliogràfics recents que demostren que és possible fabricar un tecnosòl que emuli les funcions i serveis d’un sòl natural a partir de la combinació de residus (Cannavo et al., 2018; Rokia et al., 2014; Yilmaz et al., 2018). Els residus utilitzats en aquests estudis van

ser seleccionats basant-se en els resultats obtinguts en el programa de recerca SITERRE-ADEME dut a terme per l'agència francesa de medi ambient. Durant aquest programa, que estava dedicat al desenvolupament de l'enginyeria pedològica per a la construcció de sòls en àrees urbanes, es van seleccionar onze residus del catàleg europeu de residus (Comissió europea nº 94/3/CEE, 1993) en funció del volum de producció, la disponibilitat a les regions franceses, la baixa toxicitat i el potencial de fertilitat a l'hora de constituir-se com a components minerals i orgànics del sòl (Rokia et al., 2014). Els residus seleccionats van ser materials terrígens àcids i bàsics excavats d'horitzons profunds, compost obtingut a partir de fangs de depuradora i restes vegetals, formigó, runes de demolició, residus vegetals, pasta de paper, deixalles d'escombraries, aigües residuals i balast (Rokia et al., 2014). Els residus orgànics enumerats busquen emular la matèria orgànica present en un sòl natural, millorant la qualitat del sòl en el cas dels components més refractaris (ex: compost de restes vegetals) i actuar com a fertilitzant en el cas dels constituents més làbils (ex: compost de fang de depuradora o restes vegetals), mentre que els residus inorgànics permeten substituir, en tot o part, al suport mineral existent en qualsevol medi edàfic.

És important considerar que els residus seleccionats a l'hora de preparar un tecnosòl varien en funció del context en el qual s'emplaçarà. En els casos descrits en la bibliografia citada, el tecnosòl s'ubica en una zona urbana, de manera que les exigències sanitàries i de seguretat són més estrictes que les que es demanarien en el cas de preparar-lo en una àrea minera o un abocador. A més, la disponibilitat dels residus o els sistemes de tractament d'aquests a la regió en qüestió, també influiran en l'elecció dels materials escollits per a la fabricació del tecnosòl. Amb això es vol dir que no s'ha de limitar la selecció dels residus als utilitzats en els exemples bibliogràfics, sinó que partint de la seva base experimental s'ha de provar l'ús de nous materials (ex: digests o fems quan a constituents orgànics) i adaptar-se als diferents contextos regionals. D'altra banda, també s'ha de considerar la possibilitat de barrejar residus amb materials naturals a l'hora de preparar un tecnosòl, i no restringir-se només a l'aplicació de restes no desitjades.

Tal com s'ha dit al principi d'aquest apartat, els tecnosòls són una oportunitat per a donar resposta a un ampli ventall de necessitats socials. La seva aplicació s'ha demostrat eficaç a l'hora de recuperar els serveis ecosistèmics en àrees degradades, permetent una recuperació de la producció de biomassa (Krümmelbein et al., 2010), reforçant l'estabilitat geotècnica (Kalinski et al., 2010; Nyssen & Vermeersch, 2010), controlant l'erosió i l'escorrentiu (Yellishetty et al., 2013), i rehabilitant els serveis paisatgístics i culturals (Corry et al., 2010; Pecharová et al., 2011). També s'han utilitzat amb resultats òptims per a millorar el desenvolupament dels arbres plantats en zones urbanes (Cannavo et al., 2018), i s'han provat com una estratègia viable a l'hora de reciclar residus en substitució dels fertilitzants convencionals, així com reduir el consum de recursos naturals en la millora de la qualitat dels sòls de les ciutats (Yilmaz et al., 2018). La bibliografia sobre aquest tema és recent, el que indica que es tracta d'un camp emergent que obre noves oportunitats en un context d'economia circular.

2.2 Els talussos d'infraestructures viàries

2.2.1 Què és un talús?: desmunts i terraplens

Un talús no és res més que una *"inclinació del parament d'un mur o d'un terreny"* (ASALE, 2018). Les infraestructures viàries, quan modifiquen les condicions naturals del terreny per tal de suavitzar el traçat i el pendent, generen talussos artificials. En aquest sentit existeixen dos tipus de talussos, els terraplens i els desmunts, que Tormo et al. (2009) diferencien de la següent manera: els primers es construeixen per a elevar la via per sobre del nivell del terreny original, el seu sòl es crea aportant terra i, en molts casos, es cobreix total o parcialment amb sòl superficial prèviament apartat durant les obres (terra vegetal); els desmunts, en canvi, són talussos excavats en la roca mare per a fer passar la via per sota del nivell del terreny. El tipus de talús, així com la seva orientació, és un factor important que s'ha de tenir en compte a l'hora de planejar el seu manteniment, ja que els processos que l'afectaran i la seva intensitat seran diferents. Per exemple, en el cas de l'orientació dels talussos, què afecta la seva revegetació, s'ha demostrat que la cobertura vegetal augmenta en el sentit desmunt sud, desmunt nord, terraplè sud i terraplè nord; i pel que fa a les condicions edàfiques de fertilitat, s'ha provat que aquestes són pitjors als desmunts, els quals poden arribar a nivells de compactació de 1500 Mpa, uns nivells que sobrepassen el llindar a partir del qual les arrels de les plantes són incapaces de penetrar (Tormo et al., 2009).

2.2.2 Impactes sobre el medi i degradació de l'espai

La construcció de desmunts i terraplens genera impactes molt severos sobre els ecosistemes naturals: altera l'estructura de l'ecosistema, compacta el sòl, modifica la circulació de l'aigua, indueix l'aparició d'elevades taxes d'erosió i transport de sediments (Forman & Deblinger, 2000), produeix importants impactes paisatgístics i comporta la pèrdua de les funcions de l'ecosistema anterior a la pertorbació (Tormo et al., 2009).

La construcció de talussos genera superfícies de sòl nu o roca desprotegida amb pendent elevat (Ramajo Rodríguez et al., 2014; Tormo et al., 2009). En el cas dels desmunts l'excavació deixa al descobert una superfície de roca, més o menys meteoritzada, que és pràcticament inerta (Ramajo Rodríguez et al., 2014) el què dificulta molt el creixement de la vegetació. Quan es tracta de terraplens la superfície del talús la forma un sòl (o fragments de roca) que moltes vegades no és l'original, o que en el cas de ser-ho la seva manipulació durant el procés constructiu li ha reduït molt la qualitat (Ramajo Rodríguez et al., 2014; Tormo et al., 2009), de manera que el desenvolupament de la vegetació és igualment complicat. En tots dos casos la modificació de la topografia original i la manca de vegetació es tradueixen en un important impacte paisatgístic i una alteració de l'estructura de l'ecosistema previ.

Els talussos d'obres viàries, un cop finalitzada la seva construcció, acostumen a tenir substrats nus i compactats (Ramajo Rodríguez et al., 2014; Tormo et al., 2009), pobres en nutrients i matèria orgànica (Bochet et al., 2011; Dudeck & Young, 1970; Ramajo Rodríguez et al., 2014; Sheldon & Bradshaw, 1977; Tormo et al., 2009), i moltes vegades amb absència de fongs micorízics (Scullion, 1992) i altres microorganismes importants. La manca de nutrients limita molt el creixement de la vegetació (Bochet et al., 2011; Hernández Fernández & García Izquierdo, 2014), mentre que la deficiència de matèria orgànica, així com de micorrízics i altres microorganismes, dificulta l'estructuració del sòl, la retenció d'humitat, l'intercanvi catiònic, la

capacitat esmorteïdora del sòl als canvis de pH i temperatura i l'aprovisionament de nutrients a mitjà i llarg termini (Hernández Fernández & García Izquierdo, 2014). Tot això fa que sigui complicada l'aparició espontània d'una cobertura vegetal i el seu manteniment al llarg del temps (Bochet et al., 2011; Ramajo Rodríguez et al., 2014; Tormo et al., 2009), de manera que el sòl queda directament exposat als agents meteorològics. Aquesta exposició, sumada a la compactació del sòl, que redueix la seva capacitat d'infiltració, a més de dificultar el creixement de la vegetació, i a l'elevada inclinació de la superfície, permet l'aparició d'escorrentia superficial i l'erosió conseqüent (Ramajo Rodríguez et al., 2014; Tormo et al., 2009). El conjunt d'aquests factors, a més de ser un problema considerable a l'hora de realitzar el manteniment tècnic del talús i garantir la seguretat ciutadana, acaba convertint-se en el principal causant, juntament amb els moviments de masses (ex: lliscaments), de l'empitjorament de l'estat de l'ecosistema del talús (Ramajo Rodríguez et al., 2014).

L'erosió provoca una pèrdua de sòl, sobretot de partícules fines i matèria orgànica, que redueix encara més la capacitat de retenció d'aigua, aguditza la pèrdua de fertilitat, empobreix la biota i, en el cas dels esdeveniments més extrems, pot arribar a descalçar les plantes eliminant el sòl que les sosté (Tormo et al., 2009). A més, la formació de solcs i xaragalls agreuja el dèficit hídric (Espigares et al., 2005), el qual és un dels aspectes més importants pel que fa a la colonització vegetal dels talussos (Tormo et al., 2009). D'altra banda, els sediments que arrossega l'aigua fins al peu dels talussos poden provocar un augment dels costos del manteniment de les cunetes i marges de carreteres, incloent-hi les zones limítrofes afectades, la dispersió de contaminants procedents dels gasos de combustió dels vehicles (plom, òxids de nitrogen, etc.) que es dipositen sobre els talussos i contaminen les aigües superficials, així com problemes de seguretat viària a causa de la reducció de la capacitat de desguàs de les cunetes i les clavegueres, que no podran impedir que l'aigua i els sediments ocupin el vial (Ramajo Rodríguez et al., 2014).

2.2.3 Restauració de talussos d'infraestructures viàries

Els impactes ambientals derivats de la construcció de talussos d'infraestructures viàries s'han de mitigar o reduir el màxim possible, per tant, és necessari dur a terme un procés de restauració/rehabilitació. Donat que el que impedeix la recuperació ecosistèmica d'un talús i condueix al continu empitjorament de les seves condicions, és l'existència d'un sòl amb mala qualitat o degradat, la seva restauració/rehabilitació ha de perseguir, entre altres punts, un condicionament edàfic del substrat que permeti el desenvolupament d'una coberta vegetal. El sòl és la base de qualsevol ecosistema terrestre (Hernández Fernández & García Izquierdo, 2014), és per això que es tracta d'un punt clau a l'hora de restaurar qualsevol espai. D'altra banda, no és possible perpetuar en el temps la bona qualitat del sòl sense l'existència d'una bona coberta vegetal (Hernández Fernández & García Izquierdo, 2014). En el sector de l'enginyeria de camins i de la construcció d'infraestructures viàries, la importància del sòl en la restauració dels talussos és prou reconeguda, i habitualment l'anomenen "terra vegetal" per diferenciar-lo del substrat del talús.

Una bona opció per aconseguir aquest condicionament edàfic és la preparació i/o adequació d'un tecnosòl (Carabassa et al., 2015) i, si s'escau, la revegetació d'aquest; doncs en un talús, el creixement espontani d'una coberta vegetal és quelcom complicat i que pot durar molt de temps, sobretot en el cas de les espècies arbustives i arbòries (Bochet et al., 2011; Carabassa

et al., 2015; Ramajo Rodríguez et al., 2014; Tormo et al., 2009). De vegades, però, no és suficient amb la millora de la qualitat del sòl i la seva revegetació, i és necessari aplicar tècniques de bioenginyeria (Ramajo Rodríguez et al., 2014).

2.2.3.1 Adequació de les condicions edàfiques

L'adequació de les condicions edàfiques ha de consistir a millorar les propietats físiques, químiques i biològiques del sòl, què en el cas del substrat dels talussos es tradueix principalment en: disminuir la densitat del sòl, augmentar la seva porositat global, així com modificar la mida i la connectivitat dels porus, incrementar l'agregació del sòl i l'estabilitat estructural, equilibrar el seu contingut de bases i nutrients, augmentar el contingut de matèria orgànica i de macro i microfauna i, en alguns casos, eliminar total o parcialment l'eventual contaminació o el contingut de patògens.

La densitat, la porositat i l'agregació són propietats físiques que estan directament relacionades amb l'organització estructural jerarquitzada del sòl. Aquesta organització estructural de les partícules és la que governa les dinàmiques de flux de la humitat i els processos d'intercanvi de gasos, nutrients i energia, i com a conseqüència afecta la ubicació dels microorganismes que habiten el sòl, i el dels components específics de la matèria orgànica en el seu perfil. En aquest sentit, el fet que l'estructura del sòl es comporti com un regulador global de les entrades i sortides de massa i energia mitjançant el control que exerceix sobre l'escala, la connectivitat i l'estabilitat dels seus porus, fa que es tracti d'una qualitat que es pot considerar la pedra angular del sistema, ja que interrelaciona els processos de formació i degradació del sòl (Ingelmo Sánchez, 2014). Tenint en compte que el sòl és la base de qualsevol ecosistema terrestre (Hernández Fernández & García Izquierdo, 2014), partir amb una bona estructura edàfica és vital per a que es pugui assolir la restauració d'un ecosistema.

D'altra banda, si bé l'estructura és l'esquelet que sustenta el sòl, sense un equilibri de bases i nutrients adequat, ni un contingut adient de matèria orgànica i biota, el sòl es convertiria en un ens estàtic i inert què no podria complir ni les funcions i ni els serveis que el defineixen (Hernández Fernández & García Izquierdo, 2014; Institut d'Estudis Catalans (IEC) & Fundació puntCat, 2008), i acabaria degradant-se i perdent la seva estructura (Hernández Fernández & García Izquierdo, 2014; Ingelmo Sánchez, 2014) i convertit en un substrat mort.

En aquest sentit, l'ús d'esmenes orgàniques per a adequar i preparar un tecnosòl s'ha provat com una opció molt efectiva per a millorar globalment les seves propietats físiques, químiques i biològiques, i per tant es considera una estratègia fonamental a l'hora de dur a terme la restauració/rehabilitació d'un sòl (Carabassa et al., 2015; Hernández Fernández & García Izquierdo, 2014; Ingelmo Sánchez, 2014; Saveyn & Eder, 2014; Tormo et al., 2009). Algunes altres alternatives són l'ús de terra vegetal o altres substrats artificials, l'aplicació de fertilitzants inorgànics, productes condicionadors (ex: àcids fúlvics i húmics), absorbents i estabilitzants sintètics (Ramajo Rodríguez et al., 2014; Tormo et al., 2009). Però el fet que les esmenes orgàniques s'hagin provat com una opció més econòmica (Hernández Fernández & García Izquierdo, 2014; Saveyn & Eder, 2014), i que a diferència de la de les altres alternatives enumerades, el seu efecte positiu abasta un ventall molt ampli del conjunt de propietats del sòl, la seva aplicació es pot considerar com la millor opció.

2.2.3.2 Revegetació del sòl

El creixement d'una cobertura vegetal espontània no sempre és possible encara que el sòl tingui les característiques adequades. Les revisions bibliogràfiques (Turnbull et al., 2000) i els treballs realitzats sobre grans bases de dades (Ozinga et al., 2005) indiquen que la dispersió de llavors des de les àrees adjacents és un factor limitant per a la colonització vegetal en molts ambients. Tormo et al., (2009) donen la següent explicació per aquest fenomen: *“partint d'una àrea amb unes condicions ecològiques determinades i una sèrie d'espècies presents a la regió que potencialment poden colonitzar-la per estar adaptades a aquestes condicions, no totes les espècies potencials apareixen en aquell hàbitat perquè 1) la seva capacitat de dispersió no és suficient com perquè estiguin presents en tots els llocs on podrien estar o, 2) a l'arribar a aquests hàbitats són consumides o, 3) es perden arrossegades o per altres mecanismes”*.

En molts casos, durant la restauració d'espais degradats s'han trobat resultats semblants als de l'estudi anterior. Tot i que s'ha fet el possible per a millorar les condicions de l'espai restaurat (Dzwonko & Loster, 2007; Kardol et al., 2008) o el context és l'adequat per a la colonització espontània (Donath et al., 2003), el creixement espontani d'una coberta vegetal es veu limitat per la dispersió, i pot ser que no apareguin totes les espècies que s'esperaria (Burke, 2007) ni amb la mateixa representació que la de les zones adjacents (Bochet et al., 2007). D'aquestes dades es dedueix que només les espècies més properes al talús, o aquestes capaces de dispersar-se a distàncies més llargues, el colonitzaran (Tormo et al., 2009). A més, existeixen casos pràctics en els quals s'ha demostrat un efecte de l'orientació del talús sobre l'èxit de l'establiment de la vegetació (Tormo et al., 2009).

És per tot això que de vegades un condicionament edàfic no és suficient per a que s'esdevingui el creixement d'una coberta vegetal, i és necessari dur a terme una revegetació del talús. Aquesta es pot realitzar mitjançant mètodes manuals de sembra i plantació o per hidrosembra, però en tots dos casos és important fer una selecció adequada de les espècies incorporades al sòl (Bochet et al., 2011).

2.2.3.3 Tècniques de bioenginyeria

Existeixen talussos amb característiques tan desfavorables, com pot ser una gran pendent o sòls extremadament degradats (Ramajo Rodríguez et al., 2014), en els quals tant la colonització natural com la revegetació són pràcticament impossibles (Tormo et al., 2009). En aquests casos pot ser útil aplicar alguna tècnica de bioenginyeria per aconseguir que la restauració es pugui dur a terme amb èxit (Ramajo Rodríguez et al., 2014; Tormo et al., 2009). Els objectius principals d'aquestes tècniques, que es poden utilitzar de forma combinada, és reduir l'erosió i incrementar l'estabilitat estructural del talús (Ramajo Rodríguez et al., 2014), mitjançant l'ús de plantes vives i materials derivats d'aquestes, aprofitant al màxim la topografia, el sòl i el microclima existent (NATURALEA, 2018). Des del punt de vista dels materials utilitzats es pot distingir entre enginyeria naturalística (conjunt de tècniques que utilitzen materials vius i matèries primeres) i enginyeria biofísica (conjunt de tècniques que utilitzen material viu i productes elaborats) (NATURALEA, 2018).

Entre les tècniques d'enginyeria naturalística destaquen (NATURALEA, 2018; Ramajo Rodríguez et al., 2014):

- *Plantació vegetal en barrera (barreres vives)*: és l'ús de barreres vegetals (espècies perennes) perpendiculars a la línia de màxim pendent. Amb el temps els sediments arrossegats per l'escorrentia s'acumulen sobre la barrera de plantes i es construeix una terrassa natural, que constitueix un filtre de contaminants i nutrients.
- *Estaques vives*: són estaques o branques de plantes llenyoses amb un gruix i una longitud suficients per a permetre el seu arrelament i desenvolupament. Les arrels estableixen el sòl i incrementen significativament la seva resistència als lliscaments.
- *Feixines vives*: són estructures cilíndriques que contenen espècies llenyoses. Es col·loquen seguint la direcció de les corbes de nivell del talús i es fixen en la superfície del terreny amb ajuda d'estaques. Permeten reduir l'escorrentiu i l'erosió consegüent, a més de contribuir a l'estabilització del sòl.
- *Esgronat arbusti*: consisteix a introduir al sòl branques verdes d'algun arbust o d'espècies llenyoses (estaques), que tinguin la possibilitat d'arrelar, en línies successives horitzontals. És un mètode de control de l'erosió.

Entre les tècniques d'enginyeria biofísica predominen (NATURALEA, 2018; Ramajo Rodríguez et al., 2014):

- *Mulching*: consisteix a crear una coberta del sòl amb una combinació de materials orgànics i inorgànics. L'objectiu és protegir-lo de l'impacte de les gotes de pluja, reduir la velocitat de l'escorrentiu, disminuir la temperatura del sòl i conservar la seva humitat. Una variant d'aquest mètode és la *hidromanta o hidromulch*, que és una barreja de fibres (ex: fusta i palla), i altres components, amb un estabilitzant.
- *Mantes orgàniques*: són materials relacionats amb els geotèxtils, formats per una xarxa de malles i fibres naturals o sintètiques. S'utilitzen per al control de l'erosió superficial i com a suport del sòl, de sèmbrs i hidrosembrs. Ajuden a millorar l'establiment i l'arrelament de la vegetació.
- *Malles o xarxes orgàniques*: són productes formats per fibres naturals o sintètiques en els quals, per definició, la superfície dels buits respecte als fils que formen la malla es proporcionalment superior que a les mantes. S'utilitzen principalment com a suport d'altres productes geotècnics o de bioenginyeria.
- *Geocel·les*: consisteixen en un conjunt de cel·les tridimensionals perforades, constituïdes per algun material sintètic, que formen una estructura alveolar. El sistema d'alvèols o cel·les permet retenir materials o incorporar diversos tipus i quantitats de sòl en funció de l'alçada de les cel·les. Les cel·les constitueixen un espai estable que permet el desenvolupament de la vegetació.
- *Geomalles volumètriques*: són sistemes tridimensionals formats per vàries malles termosoldades a les que s'aplica tractaments per a resistir les radiacions ultraviolades. Es poden utilitzar en grans pendents i la seva funció és bàsicament la mateixa que la de les xarxes orgàniques.
- *Biorrols*: són estructures cilíndriques compostes per un sac de xarxa de coco i diferents elements sintètics de gran resistència a l'acció de l'aigua, que es troben farcides de diferents fibres orgàniques i fibres sintètiques que solen ser fotodegradables. També poden contenir llavors. S'utilitzen com a alternativa a les

feixines vives. Són molt convenients per a la restauració de cursos d'aigua i barranqueres.

2.3 La valorització de residus biodegradables mitjançant l'adequació i/o preparació de tecnosòls

Els residus biodegradables (o orgànics) es defineixen a la Directiva 1999/31/CE, relativa a l'abocament de residus, com a *“qualsevol residu capaç de passar un procés de descomposició anaeròbica o aeròbica, com ara residus d'alimentació i jardineria, paper i cartó”*, essent una descomposició anaeròbica la que es produeix sota condicions anòxiques, i l'aeròbica la que succeeix en un context oxidant. Tal com s'indica a Saveyn & Eder (2014), es poden diferenciar tipus de residus orgànics biodegradables en funció de la seva procedència: fracció biodegradable dels residus municipals sòlids, restes de menjar procedents de comerços (restes de mercats i càterings), residus forestals (escorces i fustes), restes originades a l'agricultura (excrements d'animals, palla, restes de cultius, etc.), residus produïts a la indústria de l'alimentació i les begudes (sobrants de cerveseries, bodegues, escorxadors, etc.) i fangs de depuradora (derivats del tractament biològic de les aigües residuals municipals). **Aquest treball se centrarà en la fracció biodegradable dels residus municipals sòlids (cada cop que s'utilitzi el terme “residu biodegradable”, o “residu orgànic”, es farà referència a la fracció municipal sòlida d'aquests residus).**

En les darreres dècades, l'idea que el sistema de consum actual no és sostenible s'ha acceptat de forma generalitzada en tots els sectors de la societat. És per això que des dels organismes governamentals s'estan fent diferents esforços legislatius per tal de canviar la situació, com ho són els que fa la Unió Europea mitjançant lleis com la Directiva 1999/31/CE, relativa a l'abocament de residus, o la Directiva Marc sobre Residus (2008/98/CE). D'alguna manera, el que busca la primera és implantar una gestió dels residus més respectuosa amb el medi ambient, però la segona va un pas més endavant, i introdueix el que s'anomena “end-of-waste procedure”, que ve a ser un procediment per a fer que aquelles substàncies i productes que són considerats residus ho deixin de ser i puguin ser valoritzats i reincorporats al mercat. Els criteris que s'han de complir perquè un residu específic deixi de ser-ho encara s'han de definir, però les condicions generals que hauran de complir tots els residus estan definides a l'Article 6 de la Directiva Marc sobre Residus de la manera següent (Saveyn & Eder, 2014):

“Certs residus específics deixaran de ser residus [en el sentit del punt (1) de l'article 3] quan hagin experimentat una recuperació, incloent el reciclatge, el funcionament i els criteris específics de la qual s'han de desenvolupar en acord amb les següents condicions”

- a) *La substància o l'objecte s'utilitza de forma comú per un propòsit específic*
- b) *Existeix un mercat o una demanda per a la substància o l'objecte en qüestió*
- c) *La substància o l'objecte compleix els requeriments tècnics per al propòsit específic que se li atribueix i compleix la legislació i els estàndards als productes; i*
- d) *l'ús de la substància o l'objecte no comportarà, en general, impactes adversos per al medi ambient o la salut humana.*

Els residus biodegradables es poden utilitzar per a millorar les propietats del sòl. És per això que, un cop tractats, poder ser aplicats com a fertilitzants orgànics i/o com a substrats de cultiu, de manera que existeix un mercat i una demanda potencial relacionats amb les seves possibles aplicacions, tant en el sector de l'agricultura com en el de la jardineria recreativa. No obstant això, no tots els residus biodegradables compleixen els requisits necessaris per a ser comercialitzats en els sectors esmentats, ja que en alguns casos el seu ús (per a la producció de biomassa destinada al consum o la jardineria recreativa) pot comportar impactes adversos per al medi ambient i/o la salut humana;

Una altra forma de valoritzar-los és el seu ús com a combustible, però aquesta alternativa, en general, no és recomanable a causa del seu baix rendiment energètic.

La valorització energètica i, sobretot, l'ús en agricultura i jardineria recreativa han estat les formes tradicionals d'intentar valoritzar els residus biodegradables. I en l'actualitat, l'agricultura segueix sent el focus on es concentren totes les perspectives de valorització; com a mínim en l'àmbit Europeu (només cal consultar Saveyn & Eder (2014) perquè hom se n'adoni). Per tant, la seva valorització mitjançant la preparació de tecnosòls per a remeiar espais degradats es presenta com una nova opció que amplia el ventall de mètodes de valorització.

2.3.1 Opcions de tractament dels residus biodegradables

Existeixen diferents opcions de tractament dels residus biodegradables, que moltes vegades s'apliquen de forma combinada per tal de millorar els seus resultats. Els processos que s'apliquen amb més freqüència són: el tractament mecànic biològic, l'abocament, la incineració i l'estabilització (compostatge o digestió anaeròbica). Alguns d'aquests tractaments garanteixen que el producte resultant compleixi els requisits necessaris per a poder ser posteriorment valoritzat o, en alguns casos, ser abocat minimitzant-ne els impactes ambientals i sanitaris (ex: TMB, compostatge i digestió anaeròbica), mentre que els altres són directament una forma de valoritzar els residus (ex: incineració i digestió anaeròbica).

2.3.1.1 L'abocament

Tot i no ser un tractament per a facilitar la valorització, o directament valoritzar, els residus biodegradables, és convenient anomenar-lo a causa de la seva importància i la freqüència amb la qual s'aplica.

L'abocament dels residus municipals sòlids sense l'aplicació prèvia de cap tractament era una pràctica molt generalitzada durant el passat, però a causa dels riscos associats amb el medi ambient i la seguretat, derivats del drenatge de lixiviats i l'emissió de gasos amb un potencial elevat d'afavorir l'efecte hivernacle (metà), aquesta pràctica es considera avui dia com una opció molt poc desitjable (Saveyn & Eder, 2014).

Les instal·lacions que fan la funció d'abocadors a Catalunya, els anomenats dipòsits controlats, han de complir un seguit de mesures entre les quals destaquen la recol·lecció dels lixiviats i el seu posterior tractament, i la instal·lació d'una xarxa de xemeneies per a la captació i evacuació dels gasos de fermentació o biogàs (ARC, 2009e).

2.3.1.2 El tractament mecànic biològic (TMB)

Quan la matèria orgànica no s'ha separat a l'origen de la resta de residus, al conjunt se li aplica un tractament a partir del qual es fa una separació mecànica de la matèria biodegradable i els components inorgànics, de manera que la primera pot ser posteriorment compostada o sotmesa a una digestió anaeròbica a partir de la qual s'obté biogàs (ARC, 2009c; Saveyn & Eder, 2014). També es fa una segona tria de la fracció inorgànica, a partir de la qual s'extreuen aquells materials que poden ser reciclats, i el residu que resta és enviat a tractaments finalistes (abocadors o incineradores) (ARC, 2009c; Saveyn & Eder, 2014). El conjunt de tots aquests processos es coneix amb el nom de tractament mecànic biològic i, a Catalunya, les instal·lacions on es duu a terme s'anomenen ECOPARCS (avui dia n'existeixen quatre) (ARC, 2009c). Es tracta, doncs, d'un procés preparatori per a millorar l'eficàcia i l'eficiència dels tractaments aplicats posteriorment.

2.3.1.3 La incineració

Tot i que la incineració a gran escala de residus, amb la prèvia exclusió dels materials biodegradables a partir de la recollida selectiva, és una pràctica molt comuna en molts països europeus (Saveyn & Eder, 2014), a Catalunya, la incineració és una opció no prioritària dins la política general de gestió de residus, teòricament només dedicada a aquells materials que de moment no poden ser ni evitats ni reciclats o reutilitzats (ARC, 2014). Però a la pràctica, igual que en l'exemple dels dipòsits controlats, hi ha quantitats importants de matèria orgànica que s'incineren (ARC, 2018a). Les instal·lacions on es duu a terme la incineració de residus s'anomenen plantes de valorització energètica (ARC, 2009f).

La incineració té clars avantatges sobre l'abocament de residus en dipòsits controlats: permet reduir considerablement el volum de residus que acaben als abocadors (80 a 90% aprox. en el cas dels residus municipals), possibilita la recuperació de part de l'energia continguda en els residus, ocupa poc espai i facilita una implantació propera al lloc on es produeixen els residus, i permet el tractament de qualsevol classe de residu municipal ordinari si el seu poder calorífic és adequat (ARC, 2014). Malgrat això, té certs inconvenients que justifiquen que no es tracti d'una alternativa prioritària. Entre aquests destaquen l'emissió de CO₂, el qual contribueix amb l'efecte hivernacles, i altres gasos (clor, clorur d'hidrogen, òxids de sofre, compostos orgànics, etc.) i partícules nocives pel medi ambient, així com els residus sòlids que resten després de la combustió, formats per escòries i cendres (ARC, 2009f), que en la majoria dels casos no tenen cap opció de valorització i finalment són abocats a dipòsits controlats. A més, en el cas concret de la combustió de residus biodegradables, el seu baix poder calorífic i elevat contingut d'aigua (amb excepció del paper i la fusta) (Saveyn & Eder, 2014) fa que la seva recuperació energètica sigui molt baixa, de manera que la valorització energètica és un tractament molt poc convenient en el cas dels residus orgànics.

2.3.1.4 L'estabilització: compostatge i digestió anaeròbica

L'estabilització dels residus biodegradables, mitjançant compostatge o digestió anaeròbica, és un mètode que permet reduir el volum de material i la seva posterior capacitat de degradació (Saveyn & Eder, 2014). El producte d'un procés d'estabilització pot ser posteriorment dipositat en un abocador, incinerat o utilitzat com a component per a millorar les qualitats del sòl (Hernández Fernández & García Izquierdo, 2014; Ingelmo Sánchez, 2014; Saveyn & Eder, 2014). La prèvia estabilització del material fa que disminueixi la seva capacitat de produir gasos

i lixiviat, en el cas d'acabar en un abocador, i augmenti el seu poder calorífic, si es decideix aplicar l'opció de la valorització energètica (Saveyn & Eder, 2014).

Compostatge

Si es fa una cerca bibliogràfica, s'observarà que existeixen moltes definicions diferents del terme compostatge. En aquest treball s'utilitzarà la definició que és dona a Saveyn, H. i Eder, P. (2014), que es correspon a l'aplicada en el marc legislatiu de la Unió Europea. Així doncs, s'entén com a compostatge *“un procés de descomposició controlada de matèria biodegradable en condicions predominantment aeròbiques, i en les quals es permet el desenvolupament de temperatures adequades per als bacteris termofílics a causa de la calor produïda biològicament”*. La durada del procés pot variar, en funció de diversos factors (sistema, tecnologia, disponibilitat d'espai, etc.), entre 10 i 16 setmanes (ARC, 2009d) i el producte que s'obté al final és un material sòlid particulat, estable i higienitzat, anomenat compost (ARC, 2009d; Saveyn & Eder, 2014).

Digestió anaeròbica

Una digestió anaeròbica, també anomenada biometanització, és *“un procés de descomposició controlada de materials biodegradables”* en un medi deficient en oxigen, *“en el qual es permet el desenvolupament de temperatures adequades per als bacteris mesofílics i termofílics”* (Saveyn & Eder, 2014). A partir d'aquest procés s'obté un producte semisòlid o líquid que rep el nom de digest, i una mescla de gasos (biogàs), constituïda principalment per metà i diòxid de carboni, que es pot considerar un bon combustible (ARC, 2009b; Saveyn & Eder, 2014).

L'estabilització és el tractament clau a l'hora de valoritzar els residus biodegradables mitjançant la seva reincorporació al mercat, ja que és el procés que permet que aquests puguin ser utilitzats com a esmenes orgàniques i/o com a combustibles. A més, en el cas de la digestió anaeròbica, també permet l'obtenció de biogàs. En altres paraules, **el pas d'un residu orgànic fresc a un compost o un digest, és el pas d'un residu a un producte en potència**.

A partir d'ara s'utilitzarà la paraula **residus orgànics estabilitzats (ROE)** com a mot genèric per a referir-se als compostos i els digestos.

2.3.2 Mercat, aspectes normatius i possibles aplicacions del compost i el digest

La valorització d'un residu no és quelcom real si no s'aconsegueix que aquest adquireixi la categoria de *producte*. Encara que s'aconsegueixi donar un ús al residu, si aquest no proporciona uns beneficis que, com a mínim, igualin els costos derivats de la seva gestió, tots els processos que acompanyin el tractament i l'administració d'aquest *producte en potència* seguiran depenent completament dels ingressos obtinguts per mitjà d'altres activitats econòmiques (en aquest cas és més encertat parlar de *valorització virtual*, ja que aquesta no se sosté pel *valor del residu* en si, sinó pel *valor d'uns altres productes*). En aquest sentit, perquè un *producte en potència* pugui ser considerat un *producte sensu stricto*, és necessari que aquest adquireixi un *valor afegit*, és a dir, que pugui ser incorporat al *mercat*. Els quatre requeriments de l'Article 6 de la Directiva Marc sobre Residus es poden resumir amb la frase *“ha de poder incorporar-se al mercat”*.

El compost i el digest són *productes en potència*, perquè malgrat que és clar que poden ser utilitzats per un propòsit (com a esmena orgànica o com a combustible), la inexistència d'una demanda potencial en el mercat pot impossibilitar el seu pas de *residu* a *producte*. A més, encara que existeixi una demanda potencial, perquè els ROE puguin ser aplicats, és necessari que compleixin una sèrie de requisits que varien en funció de la legislació de cada estat i/o demarcació administrativa.

En aquest apartat es busca fer una explicació general, sense concretar en cap territori, de quina és la situació en què s'acostumen a trobar els ROE al mercat, la qual està directament determinada per les seves possibles aplicacions i la legislació del territori en el qual s'apliquen.

2.3.2.1 Mercat i possibles aplicacions del compost i el digest

La demanda dels ROE depèn de molts factors diferents, però cal destacar-ne tres com a determinants: 1) la capacitat de competir, en termes de qualitat i preu de producció, amb aquells altres productes amb els quals comparteix nínxol al mercat; 2) la percepció que els consumidors tenen sobre la qualitat i les propietats dels ROE; 3) (en el cas de l'agricultura) les pràctiques de cada territori.

Ús dels ROE com a combustible

Els ROE, a causa del seu baix rendiment energètic, no poden competir amb els combustibles convencionals, de manera que la seva incineració (ex: per a obtenir energia elèctrica) acostuma a ser una pràctica que es duu a terme fora del mercat, com una iniciativa de l'administració per a eliminar aquells materials que són considerats residus i no poden ser comercialitzats. És per això que la valorització energètica (eufemisme d'incineració) no es pot considerar com una forma real de valorització dels ROE (és doncs, un mètode de *valorització virtual*).

Ús dels ROE com a fertilitzant orgànic i/o substrat de cultiu

L'ús dels ROE com a fertilitzant orgànic, o per a produir substrats de cultiu, en canvi, sí que els dona una cabuda potencial al mercat, però normalment només s'aconsegueixen introduir aquells de més qualitat, que són els obtinguts a partir de residus orgànics separats a l'origen. La creença, molts cops justificada, que els ROE obtinguts a partir de la matèria orgànica de residus mixtes (contenedor gris) tenen un percentatge excessivament elevat d'impureses fa que, en general, els consumidors no tinguin confiança en aquest tipus d'esmena (Saveyn & Eder, 2014). En alguns territoris la legislació també pot ser molt restrictiva en relació al contingut d'impureses (ex: Catalunya).

A l'hora de ser utilitzats com a fertilitzants orgànics, els ROE han de competir amb els fertilitzants inorgànics amb unes qualitats que no són exactament les mateixes. Mentre que els fertilitzants inorgànics aporten nutrients de forma immediata i en grans quantitats, els ROE alliberen els seus components de forma gradual en el temps; i en el cas del nitrogen, sobretot quan es tracta de compost, l'aportació és més aviat baixa (Kluge et. al 2008), de manera que és necessari dur a terme diverses aplicacions per tal que l'efecte sigui mesurable. Tot i això, pel que fa a la resta de nutrients, en la majoria de casos l'ús d'un ROE adequat cobreix les

necessitats del sòl (Saveyn & Eder, 2014), i el seu efecte perdura durant més temps que els dels fertilitzants inorgànics.

En aquest sentit, els ROE tenen el desavantatge d'haver de competir en un mercat en el qual prima la immediatesa i la producció en massa sobre la sostenibilitat al llarg del temps. És per això que en els territoris on domina un model d'agricultura industrial els ROE tenen moltes dificultats per incorporar-se al mercat. A més, sovint el seu cost de producció és superior al preu de mercat (que és molt baix a causa de l'elevada oferta de fertilitzants), de manera que no es possible incorporar-los i la seva gestió s'ha de deixar en mans de l'administració pública, que els acaba tractant com un residu. Malgrat tot, la volatilitat del preu dels fertilitzants inorgànics, el canvi de paradigma del model d'agricultura, que comença a produir-se en alguns sectors de la societat, i la millora de les tecnologies de tractament dels residus biodegradables, fan pensar que tant el preu com la confiança en els ROE, a l'hora d'utilitzar-se com a fertilitzants orgànics, s'incrementarà en un futur no molt llunyà. Per tant, és molt factible l'aparició d'un sector econòmic estable basat en la valorització de residus biodegradables mitjançant el seu ús en l'agricultura. De fet, hi ha certs països europeus en els quals ja es comença a entreveure's. El que és segur és que, de forma més o menys continua, en alguns estats europeus ja a estat possible incorporar alguns ROE al mercat dels fertilitzants (Saveyn & Eder, 2014).

Ús dels ROE com a substrat de cultiu

Els requeriments per aquells materials que són utilitzats per a la producció de substrats de cultiu són més restrictius, i exigents, que els que es demanen per als utilitzats com a fertilitzants en agricultura. Al mercat dels substrats de cultiu no és la diferència entre els atributs o prestacions dels diferents productes (ex: immediatesa envers sostenibilitat a l'hora d'aportar nutrients), sinó el grau de qualitat del material, el que en determina l'èxit (en un equilibri qualitat-preu). Així doncs, els ROE han de complir amb un seguit d'exigències molt estrictes per a poder ser utilitzats per a la generació de substrats de cultiu (ex: no tenir impureses o tenir un contingut de nutrients i un grau de salinitat adequats, els quals poden variar en un rang molt acotat). És important tenir en compte que els ROE produïts amb grans proporcions de restes de menjar cuinades es poden aplicar només en petites quantitats per a la preparació de substrats de cultiu, ja que tendeixen a tenir un grau de salinitat i de nutrients massa elevat. És per això que la producció de substrats de cultiu no és una alternativa que permeti valoritzar en grans quantitats els residus biodegradables sòlids municipals. A més, donat l'elevat nombre de requisits que es requereixen per als materials utilitzats, només un petit ventall de ROE poden utilitzar-se per a aquest propòsit. El mercat existeix en alguns territoris europeus, però està molt restringit (Saveyn & Eder, 2014).

Ús dels ROE per a l'adequació i/o preparació de tecnosòls

No existeix cap mercat que impliqui l'ús dels ROE per a l'adequació i/o preparació de tecnosòls. A Saveyn & Eder (2014), on es fa un estudi dels mercats de la UE, als quals es podrien incorporar els ROE, no es parla de cap que impliqui la preparació de tecnosòls. La preparació de tecnosòls és una pràctica (directament relacionada amb la recuperació d'espais degradats) que no està prou generalitzada perquè indueix a l'aparició d'un mercat. Això, com tot, pot ser causat per diversos motius, però el fet que la recuperació d'espais degradats no hagi estat

tradicionalment percebuda per la societat com una necessitat al nivell de la producció agrícola, o la jardineria, en pot ser una explicació factible. És cert que de vegades succeeixen “desastres naturals” que produeixen degradacions d’ecosistemes (ex: incendis forestals) que causen un gran impacte a la societat, però els espais devastats per aquests esdeveniments no acostumen a requerir la preparació d’un tecnosòl (normalment es poden recuperar de forma espontània, o simplement mitjançant una revegetació, doncs l’afectació del medi edàfic no és prou intensa). Són els impactes que generen sistemàticament algunes activitats antròpiques (ex: la construcció d’infraestructures, la mineria o l’emplaçament d’abocadors) els que afecten amb tanta intensitat al sòl, que aquest perd les propietats característiques d’un medi edàfic, i queda convertit a un conjunt de *terres* més o menys inertes. Malgrat tot, l’augment de la conscienciació de la població, sobretot de les generacions més joves, fa que la remeiació dels impactes ordinaris produïts per les activitats antròpiques sigui cada cop una necessitat més prioritària. De fet, la legislació de molts estats ja obliga a introduir mesures remeidores i compensatòries dins la planificació d’alguns plans i projectes.

Si apareix un mercat relacionat amb la restauració d’aquests espais, els ROE competiran amb avantatge sobre els altres productes amb els quals comparteix nínxol als mercats de la producció agrícola i la jardineria, ja que: 1) per a la remeiació no es requereix només l’aportació de nutrients, sinó també la millora de l’estructura del sòl (els fertilitzants inorgànics es limiten a aportar nutrients); i 2) els requisits exigits per a la seva aplicació no són tan estrictes com els demanats per al seu ús en la preparació de terra vegetal, de manera que es poden utilitzar ROE de menys qualitat i, per tant, més econòmics que els altres substrats que es podrien aplicar.

Tot això fa pensar que en un futur la valorització de ROE mitjançant la preparació de tecnosòls podria ser una alternativa viable, i molt interessant, per a introduir al mercat aquells ROE de menor qualitat que no són competitius en el sector de l’agricultura o la jardineria.

2.3.2.2 Aspectes normatius de l’ús de compost i el digest

El problema principal que afecta actualment els aspectes normatius dels ROE, és que no existeix una legislació internacional, i per tant tampoc una normativa supraestatal, en relació a aquests residus. L’heterogeneïtat entre les lleis que regulen els ROE indueix al fet que el seu mercat potencial quedi restringit a petites regions, a les quals moltes vegades no existeix una relació equilibrada entre la producció i la demanda (la producció és excessiva en relació a la demanda potencial), de manera que és molt complicat generar un sector econòmic basat en la valorització d’aquest tipus de residus. No obstant això, avui dia s’estan fent esforços a escala Europea per tal de solucionar aquesta problemàtica, i tot sembla indicar que en un futur es durà a terme una homogeneïtzació de la legislació en matèria dels ROE, que permetrà l’aparició d’un mercat comú per aquests. Els territoris de frontera, com ho és Catalunya, es poden veure molt beneficiats amb aquesta iniciativa, ja que podran exportar els seus excedents (Saveyn & Eder, 2014).

2.3.3 La valorització dels residus biodegradables de la recollida municipal a Catalunya

2.3.3.1 Aspectes normatius de la fracció biodegradable dels residus municipals sòlids a Catalunya

La gestió i la valorització dels residus biodegradables a Catalunya està directament determinada per la legislació que els afecta, de manera que és convenient explicar-la abans de parlar del destí que es dóna a aquests tipus residus.

Si bé en funció del tractament aplicat es pot diferenciar entre digest i compost, dins dels productes obtinguts per tractament aeròbic es diferencia entre *compost i bioestabilitzat* segons quin sigui el residu del qual s'obté. Aquesta diferència s'estableix a partir de la "*Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados*", que defineix que el *compost* és l'esmena orgànica obtinguda a partir de residus biodegradables recollits separatament (FORM), i que el *bioestabilitzat* és el material orgànic obtingut de les plantes de tractament mecànic-biològic de residus barrejats (FR), el qual, a diferència del *compost*, no es pot aplicar actualment en agricultura a Catalunya (Batlló, 2013).

La comercialització del *compost* està regulada pel "*Real Decreto 824/2005 de 8 de julio, sobre fertilizantes i afines*" (modificat pel "*Real Decreto 999/2017, de 24 de noviembre*"), el qual inclou el *compost* dins el Grup 6/Esmenes Orgàniques-Compost (Batlló, 2013). Altres normatives que controlen l'ús del compost són el "*Decret 136/2009, programa d'actuació en zones vulnerables*", que l'inclou dins del grup de fertilitzants tipus 1 i regula la seva aplicació en zones vulnerables descrivint les quantitats màximes de nitrogen aplicables, i el "*Real Decreto 865/2010, de julio, sobre sustratos de cultivo*", que defineix els substrats de cultiu que es poden utilitzar en agricultura i jardineria (Batlló, 2013).

Quan al digest, no existeix una legislació específica que reguli el seu ús, i la seva aplicació està controlada per la mateixa normativa que afecta el compost. Quan el digest prové de la fracció FORM pot ser compostat i utilitzat posteriorment en agricultura, però si la seva font és la FR, ha de ser estabilitzat i no pot ser comercialitzat (Saveyn & Eder, 2014), ja que es considera que no compleix els requisits sanitaris i ambientals adequats (és diu que la qualitat no es prou bona). En un futur proper, però, sembla que es podrà aplicar digest en agricultura sota fortes restriccions.

2.3.3.2 Gestió i valorització de la fracció biodegradable dels residus municipals sòlids a Catalunya

La fracció biodegradable dels residus municipals sòlids (RMS), concretament els procedents del model de 5 fraccions de la recollida selectiva a Catalunya, es reparteix entre la Fracció Orgànica dels Residus Municipals (FORM), la Fracció Vegetal (FV) i la Fracció Resta (FR) (ARC, 2009a, 2018b). La FORM està formada pels "*residus orgànics biodegradables d'origen vegetal i/o animal, susceptibles de degradar-se biològicament, constituïts fonamentalment per restes de la preparació del menjar, restes sobrants de menjar i aliments en mal estat, i per restes vegetals de mida petita i tipus no llenyós (gespa, fullaraca, rams de flors, etc.)*" (ARC, 2009a). La FV està formada per "*residus orgànics biodegradables d'origen vegetal, susceptibles de degradar-se biològicament, la qual a efectes de la seva gestió, es pot subdividir en dos corrents específics que serà necessari gestionar de forma diferenciada: la fracció vegetal de mida petita*

i tipus no llenyós (gespa, fullaraca, rams de flors, etc.) assimilable a la FORM”, i la PODA, que és “*la fracció vegetal de mida gran i tipus llenyós, i requereix una trituració prèvia a la seva valorització*” (ARC, 2009a). La FR en teoria són els residus que, a l’actualitat, no tenen opció de tenir una valorització material, però a la pràctica una gran quantitat de restes biodegradables acaben constituint part d’aquesta fracció. Tant és així que entre un 25,6 i 37,9% dels residus que componen la fracció resta a Catalunya són matèria orgànica (Monjo Pastor, 2014). L’any 2017 es van generar 2.312.222 tones de fracció resta, el 60,07% del total de la producció de residus municipals, de les quals 932.468 es van enviar directament a tractaments finalistes (649.096 tones a dipòsits controlats i 283.372 a incineradores), i 1.379.753 a plantes de TMB (ARC, 2018a). Del total de tones tractades a les plantes TMB, però, 1.013.809 van acabar sent destinades a dipòsits controlats (57,4%) i incineradores (42,6%). S’ha de tenir en compte que, a Catalunya, la normativa respecte a l’ús de digestos i bioestabilitzats en agricultura o la producció de substrat de cultiu és extremadament restrictiva, per tant a aquests ROE se’ls aplica quasi de forma sistemàtica la categoria de residu, i són sotmesos a tractaments finalistes (formen part de les 1.013.809 tones no reciclades procedents de les plantes TMB). És important indicar, però, que els processos de digestió anaeròbica i compostatge redueixen el volum i la massa de la matèria orgànica, pel que la quantitat de residus biodegradables abocada a dipòsits controlats després de ser estabilitzats no és la mateixa que la que entra a les plantes TMB. Es calcula que als Ecoparcs anul·lament es produeixen al voltant de 190.000 tones de ROE (10.000 de digest) (Carabassa et al., 2015)

A partir dels números exposats, es pot aproximar que l’any 2017 entre 428.712 i 543.405 tones de residus biodegradables van ser destinats a tractaments finalistes (entre 238.712 i 353.405 enviats sense tractament previ+190.000 estabilitzats).

Pel que fa a la fracció FORM es van recollir aproximadament 333.479 tones de matèria orgànica (any 2017), les qual van ser destinades a plantes de compostatge per a poder ser posteriorment utilitzades com a esmenes orgàniques (no se’ls va aplicar cap tractament finalista). Quant a la fracció vegetal, corresponent a la poda municipal, es van obtenir al voltant de 87.064 tones (any 2017), les quals van ser compostades, usades com a “acolchados” o utilitzades per a obtenir energia mitjançant la seva valorització en forma de combustible (ARC, 2018a).

Es pot concloure, doncs, que amb la recollida municipal s’obtenen entre 1.012.472 i 1.296.875 tones de residus orgànics sòlids, de les quals entre el 58% i 67%, en última instància, són destinades a tractaments finalistes, majoritàriament abocadors (a causa del baix rendiment energètic de la matèria orgànica).

2.3.3.3 Valorització de la matèria orgànica de la fracció resta de la recollida selectiva municipals a Catalunya mitjançant l’adequació i/o preparació de tecnosòls

S’ha vist que el gruix dels residus biodegradables municipals generats a Catalunya acaba abocat a dipòsits controlats. Els números exposats són principalment el resultat de tres factors: 1) la manca d’iniciativa per part de la població a l’hora de separar els residus orgànics a l’origen; 2) els límits de la tecnologia utilitzada a l’hora de separar els residus biodegradables de la resta de residus; 3) la legislació Catalana, que és molt restrictiva en relació a l’ús dels ROE

procedent de la fracció resta com a esmena orgànica (que tal com ja s'ha explicat, és l'alternativa més factible per a la seva valorització).

Per a augmentar la quantitat de residus orgànics valoritzats és necessari fer avanços en els dos primers punts, invertint en polítiques de conscienciació ciutadana, millores tecnològiques i investigació científica, però també trobar una alternativa de valorització que permeti superar les limitacions legals per a aquells digestos i bioestabilitzats que, malgrat els progressos realitzats, no aconsegueixin complir amb les garanties necessàries per introduir-se als mercats dels fertilitzats i la producció de substrat de cultiu. Aquesta alternativa podria ser l'ús d'aquests ROE per a l'adequació de tecnosòls utilitzats en la recuperació d'espais degradats, com ho són els talussos d'infraestructures d'obres viàries, les zones mineres i els abocadors. En un principi la seva valorització s'haurà de dur a terme fora del mercat i per iniciativa de l'administració pública, però és possible que en un futur, tal com ja s'ha explicat, pugui aparèixer un mercat que permeti que aquests ROE adquireixin la categoria de *producte*.

El cas de la restauració de talussos d'infraestructures viàries és presenta com una opció interessant per a la valorització de ROE procedents d'Ecoparcs. A Catalunya hi ha un total de 30.000 talussos d'infraestructures viàries amb més de 3 metres d'alçada i amb una superfície total de 35 milions de metres quadrats (DGC, 2012). Si bé ni tots els talussos poden ser restaurats a partir de l'elaboració de tecnosòls, ni tots ho han de ser, aquesta xifra dóna una idea qualitativa, tant de l'extensió de sòls que han estat degradats a causa de la creació d'aquestes estructures, com de la quantitat de tones de residus biodegradables procedents de la FR que poder ser valoritzades mitjançant la preparació i/o adequació de tecnosòls per a la restauració del medi edàfic que ocupa la superfície d'aquests talussos.

2.4. Efectes de l'aplicació de compost i digest al sòl

Per tal d'entendre millor les raons que indueixen a pensar que els ROE, i concretament el digest obtingut a partir de la matèria orgànica de la fracció resta de la recollida municipal a Catalunya, podrien ser utilitzats amb èxit a l'hora d'adequar o preparar un tecnosòl, al llarg del següent apartat es desglossen els diferents beneficis que es deriven de la seva aplicació com a esmena orgànica per a la millora les propietats del medi edàfic. També hi ha dos últims punts on s'indiquen algunes possibles conseqüències negatives derivades del seu ús, i alguns aspectes a tenir en compte en la seva aplicació.

2.4.1 Efecte del compost i el digest sobre les propietats del sòl

Tot i que les característiques particulars dels compostos i els digestos dependran de molts factors diferents (residu utilitzat, instal·lacions utilitzades, duració del tractament, etc.) (Saveyn & Eder, 2014), és possible fer una descripció general de les seves propietats més comunes i els seus efectes sobre el sòl, els quals, tot i que en diferent intensitat, vénen a ser els mateixos per a totes les esmenes orgàniques (Hernández Fernández & García Izquierdo, 2014).

2.4.1.1 Efectes sobre les propietats físiques del sòl

La matèria orgànica dels residus orgànics estabilitzats introduïts al sòl redueix la densitat aparent d'aquest. Això s'atribueix a la baixa densitat d'aquests productes i a la seva tendència a augmentar l'espai porós, i incrementar la formació i l'estabilitat dels agregats del sòl (Curtin & Mullen, 2007; García-Orenes et al., 2005; Ingelmo Sánchez, 2014).

Segons Camp et al. (2004), citat a Hernández Fernández & García Izquierdo (2014), l'efecte de la matèria orgànica sobre l'estabilitat dels agregats es pot donar mitjançant dos mecanismes d'actuació. D'una banda pot ser causat per l'increment de la cohesió entre les partícules dins dels agregats, i per l'altra, a la millora de la seva hidrofobicitat, la qual fa decreïxer el seu risc de trencament. Pel que fa a la intensitat i la durada de l'efecte, s'ha demostrat que com més fàcilment biodegradable és una esmena més intens és el seu efecte sobre l'estabilitat dels agregats, però aquest és més durador com més resistent a la degradació és l'esmena (Abiven et al., 2009), és per això que cal esperar un efecte més intens amb l'aplicació de digestos, però més durador amb l'ús de compostos. En termes generals però, l'eficàcia de l'efecte depèn directament de la dosi aplicada (Ingelmo Sánchez, 2014): com més gran és la dosi, més intens és l'efecte.

Ingelmo Sánchez (2014) explica que *“a causa dels canvis estructurals provocats a llarg termini per l'addició d'esmes orgàniques, s'obté una nova distribució de la porositat, amb porus més llargs i de major diàmetre amb, o sense, interconnexió, que originen un augment de la capacitat d'emmagatzematge d'aigua a potencials hídrics baixos (des de saturació fins a capacitat de camp)”*. Però també afirma que la repercussió en l'emmagatzematge d'aigua a potencials hídrics elevats (propers al punt de marciment permanent dels vegetals) és menor, *“ja que l'emmagatzematge d'aigua a aquests potencials alts té una major dependència textural i de qualitat i quantitat de la matèria orgànica persistent al sòl”*. En tot cas, més enllà de la influència sobre la capacitat d'emmagatzematge d'aigua del sòl, s'ha demostrat que l'addició de ROE millora la capacitat d'infiltració del medi edàfic, i que l'efecte d'encoixinat que genera l'esmena orgànica evita l'evaporació directa de l'aigua acumulada, ja que un cop seca, l'esmena dificulta el moviment ascendent de l'aigua des dels horitzons superficials del sòl (Ingelmo Sánchez, 2014).

En última instància, l'augment de l'estabilitat dels agregats, així com la millora de la capacitat d'infiltració i retenció d'aigua, afavoreix la reducció de l'erosionabilitat del sòl i de l'aparició d'escorrentiu, i contribueix a evitar l'erosió i la degradació del medi edàfic (Hernández Fernández & García Izquierdo, 2014; Ingelmo Sánchez, 2014).

2.4.1.2 Efectes sobre les propietats químiques del sòl

Basant-se en la tesi doctoral de Portal (1986), Hernández Fernández & García Izquierdo (2014) expliquen que *“les esmenes orgàniques poden tenir un efecte variable sobre el pH del sòl a través de diferents mecanismes: emissió de CO_2 i conseqüent formació de H_2CO_3 ; nitrificació del NH_4^+ contingut al residu i alliberat a través de la mineralització del N orgànic; formació de compostos orgànics de naturalesa àcida durant la mineralització del residu afegit al sòl; i acidesa de canvi apareguda a causa de l'efecte salí i cations bàsics continguts a l'esmena, així com altres ions dissolts dels minerals del sòl”*. Els primers quatre mecanismes augmenten l'acidesa del sòl, mentre que l'últim contribueix a incrementar el pH.

Les esmenes orgàniques acostumen a tenir un contingut de sals elevat, especialment els compostos (conductivitat elèctrica, CE de l'extracte de saturació a l'interval de 5-15 dS m^{-1}), de manera que l'addició de residus orgànics estabilitzats, concretament en dosi elevada, produeix un augment del CE del sòl, que pot afectar negativament a l'ecosistema (Hernández Fernández & García Izquierdo, 2014). No obstant això, en alguns estudis s'ha observat que malgrat

l'augment immediat de la CE del sòl després de l'addició de l'esmena, es produeix una disminució continua en el temps del contingut de sals, a causa del rentat d'aquestes per efecte de la pluja i l'absorció de nutrients per la vegetació desenvolupada al sòl, de manera que passat un cert període els valors de CE del sòl esmenat tornen a ser similars als del control (Díaz, 1992 i Ros, 2000 citats a Hernández Fernández & García Izquierdo, 2014).

Tal com ja s'ha exposat anteriorment, un dels efectes més rellevants de l'addició de residus orgànics estabilitzats al sòl és l'increment del seu contingut de matèria orgànica, la magnitud del qual és funció de les característiques del sòl, de la natura de l'esmena i de la dosi, forma i freqüència d'aplicació (Hortensine & Rothwell 1972 citat a Hernández Fernández & García Izquierdo, 2014; Pera et al., 1983). L'elevada càrrega negativa dels components col·loïdals de la matèria orgànica fa que l'increment del seu contingut al sòl es tradueixi en un augment de la capacitat d'intercanvi catiònic (CIC) del medi edàfic (Weber et al., 2007). En aquest sentit, com l'humus ofereix del 20 al 70% de la capacitat d'intercanvi catiònic del sòl (Schnitzer & Gupta, 1965) segons Harada & Inoko (1975) la CIC a l'humus és de 3 a 6 vegades superior a la dels minerals de les argiles, qualsevol esmena que provoqui l'augment de la quantitat d'humus al sòl conduirà a un increment significatiu de la seva CIC, la qual contribueix a la retenció dels nutrients al sòl i permet que estiguin més temps a disposició de la flora (O'Dell, Silk, Green, & Claassen, 2007; Tejada, Hernandez, & Garcia, 2006). Hernández Fernández & García Izquierdo (2014) van més enllà i afirmen que *"la capacitat d'intercanvi catiònic és una propietat fonamental"*, ja que no només *"controla la disponibilitat de nutrients per a les plantes"*, sinó que també *"intervé en processos de floculació-dispersió de les argiles (i per tant, en el desenvolupament de l'estructura i estabilitat dels agregats), i determina el paper del sòl com a depuradora natural, permeten la retenció d'elements contaminants incorporats al sòl"*. D'altra banda, és significatiu esmentar que els materials sotmesos a tractaments estabilitzants (ex: digestos i especialment compostos) són més eficaços que els frescos pel que fa al manteniment al sòl dels components húmics aportats per l'esmena (Bastida et al., 2007; Ros, 2003; Tejada et al., 2009).

Un altre efecte de l'aplicació al sòl de residus orgànics estabilitzats és l'aportació de macro i micronutrients (O'Dell et al., 2007; Saveyn & Eder, 2014). Una aportació que, a excepció del nitrogen i el fòsfor que és en forma majoritàriament orgànica, es fa en forma inorgànica (Hernández Fernández & García Izquierdo, 2014). Un avantatge important dels residus orgànics sobre els fertilitzants inorgànics és la de ser una font gradual de nutrients (Kropisz i Rusell, 1978 citat a (Hernández Fernández & García Izquierdo, 2014). En relació als residus orgànics estabilitzats s'ha de dir que, en termes generals, les propietats fertilitzants del compost són menors que les del digest, el qual s'ha demostrat que té una fracció molt gran de N, P i K disponible (Saveyn & Eder, 2014).

2.4.1.3 Efectes sobre les propietats biològiques i microbiològiques

L'aportació de residus orgànics al sòl té un efecte molt positiu sobre la biota del medi edàfic, la qual és l'última responsable de l'estat, el desenvolupament i la funcionalitat dels ecosistemes terrestres (Smith i Papendick, 1993 citat Hernández Fernández & García Izquierdo, 2014).

La millora de les propietats físiques del sòl i la disponibilitat d'una font de nutrients i carboni fàcilment biodegradable, conseqüència de la incorporació de matèria orgànica al medi edàfic,

permeten un increment de les poblacions microbianes del sòl (Ros, 2003; Tejada et al., 2006) i de la seva biodiversitat (Hernández Fernández & García Izquierdo, 2014). Tal com s'explica a Hernández Fernández & García Izquierdo (2014), aquest augment comporta un increment dels enzims i els metabòlits del sòl, que a l'hora influeix en els processos de mineralització i immobilització de nutrients, i contribueix a millorar la disponibilitat d'aquest per a les plantes. Quan s'utilitza compost aquests efectes són permanents en el temps, gràcies al fet que la seva descomposició gradual manté una alliberació continuada de nutrients durant llarg períodes (Murph et al., 2004). En el cas del digest, que és més fàcilment biodegradable, l'efecte serà segurament més transitori.

2.4.2 Contribució del compost i el digest a la fixació i el segrest de carboni al sòl

Hernández Fernández & García Izquierdo, (2014) exposen que *“a l'informe sobre matèria orgànica i biodiversitat elaborat dins de l'Estratègia Europea per a la Protecció del Sòl (Van-Camp et al., 2004), se senyala que la matèria orgànica exògena constitueix una font inestimable de matèria orgànica per al sòl, i contribueix a més a fixar C en aquest i, per tant, a disminuir, en part, l'efecte hivernacle derivat de l'emissió de CO₂ a l'atmosfera”*. Citant a Swift (2001), van més enllà i afirmen que *“augmentar la capacitat del sòl per a segrestar carboni constitueix un medi per contrarestar, a mitjà termini, la creixent emissió CO₂ l'atmosfera”*.

Basant-se en els resultats de Lal (2004, 2007), Hernández Fernández & García Izquierdo (2014) enumeren els següents mecanismes a través dels quals es pot produir el segrest de C-CO₂ atmosfèric fixat per la fotosíntesi vegetal i que va a parar al sòl: *“la humificació de residus orgànics afegits al sòl; la formació en regions àrides i semiàrides de carbonats secundaris, o el lixiviat de bicarbonats a les aigües subterrànies, de manera que el CO₂ adsorbit no és immediatament re-emès; la formació de complexos organo-minerals en els quals el carboni queda protegit de l'activitat microbiana; i la translocació de carboni a capes més profundes del sòl, de manera que es minimitza la seva possible pèrdua per processos d'erosió”*. És rellevant comentar que tot sembla indicar que les esmenes orgàniques més recalcitrants, al tenir més afinitat per unir-se a les partícules minerals del sòl, contribueixen més al segrest de carboni a llarg termini que les que són més biodegradables (Hernández Fernández & García Izquierdo, 2014). Això vol dir que el digest i sobretot el compost seran més eficients que les esmenes fresques a l'hora de segrestar carboni al sòl. S'ha estimat que, en mitjana, un 13% del carboni orgànic proporcionat per l'aplicació de compost és manté al sòl després de 50 anys (Eunomia, 2002; Annex p.95 citat a Saveyn & Eder, 2014).

En tot cas, s'estima que a escala mundial hi ha 2×10^9 ha de sòl que pateixen algun tipus de degradació i que la seva restauració/rehabilitació permetria segrestar fins a 3 Pg de C a l'any (Lal et al., 1998 citat a Hernández Fernández & García Izquierdo, 2014). Més enllà del fet que les xifres exposades puguin ser més o menys discutibles, el que és clar és que existeix una possibilitat important de segrestar carboni mitjançant la preparació i adequació de tecnosòls per a la rehabilitació de zones degradades, i que entre totes les esmenes aplicables, les estabilitzades (ex: compost i digest) són les més eficients a l'hora de transferir el C-CO₂ atmosfèric al sòl.

2.4.3 Possibles efectes ambientals i sanitaris adversos de l'aplicació al sòl de compost i digest

Malgrat els múltiples efectes positius que genera l'aplicació de compost i digest (obtinguts a partir de la FORM i la FR) al sòl, és important considerar diferents aspectes negatius que es poden derivar de l'ús d'aquests tipus d'emenes, entre els quals es troben l'aportació d'impropis inerts (plàstics, vidres, etc.), l'aparició de males olors, l'excés de nutrients (especialment N i P) o la introducció de metalls pesants, metabòlits orgànics no degradables, microorganismes patògens i altres contaminants que potencialment poden ser transportats a les aigües superficials o subterrànies per escorrentia o lixiviació, o simplement romandre al sòl i ser un risc sanitari per a les persones si s'introdueixen a la cadena alimentària (Hernández Fernández & García Izquierdo, 2014; Saveyn & Eder, 2014). Però si l'aplicació d'aquests productes es fa de la forma adequada, és relativament fàcil evitar el conjunt d'aquests efectes negatius (Hernández Fernández & García Izquierdo, 2014). De fet, a DEFRA (2011) citat a Saveyn & Eder (2014) es conclou que els efectes beneficiosos ambientals aportats tant pel compost com pel digest són majors que els perjudicials. Entre les bones pràctiques per evitar o minimitzar els efectes negatius hi ha el no aplicar els residus orgànics estabilitzats en períodes de pluges elevades o amb baixa absorció de nutrients per part de les plantes, així com calcular correctament la quantitat de nutrients requerida pels vegetals (Lukehurst, Frost, & Al Seadi, 2010; Saveyn & Eder, 2014). Però entre els procediments més importats es troba el fet d'assegurar-se que la qualitat del compost i/o el digest és l'adequada (Saveyn & Eder, 2014).

2.4.4 Aspectes a tenir en compte a l'hora d'aplicar matèria orgànica al sòl

En clau per reunir tots els coneixements aportats al llarg d'aquest apartat "2.4" es necessita resumir les qüestions clau que s'han de considerar a l'hora d'aplicar matèria orgànica al sòl.

A l'hora d'elegir una esmena orgànica per a ser utilitzada en la preparació/adequació d'un tecnosòl, és molt important considerar quina és l'estabilitat i la maduresa d'aquesta. L'estabilitat es refereix a la facilitat de descomposició de la matèria orgànica de l'esmena, mentre que la maduresa fa referència al grau de descomposició dels components orgànics potencialment fitotòxics (Wang et al., 2004). L'aplicació d'esmenes orgàniques menys estables, com ara fangs d'EDAR o fems, produeix una resposta més gran i ràpida en les propietats del sòl que la induïda per l'addició d'esmenes més estabilitzades, però els seus efectes són més transitoris que els de les segones, i la seva contribució, en termes de llarga durada, al pool de carboni del sòl són menors (Hernández Fernández & García Izquierdo, 2014). A més, a través de la seva implicació en els processos d'humificació, les esmenes més estables poden contribuir a llarg termini a l'acumulació de carboni al sòl (Senesi i Loffredo, 1999 citat a Hernández Fernández & García Izquierdo, 2014).

En els programes de recuperació de sòls, el més habitual és la realització d'una sola aplicació d'una dosi elevada d'esmena, ja que aquesta única aplicació d'esmena assegura la reactivació dels cicles de nutrients i dels microorganismes que l'habiten, i facilita l'aparició d'una coberta vegetal i dels efectes positius que se'n deriven (Hernández Fernández & García Izquierdo, 2014). En aquest sentit, tant l'aplicació de compostos com la de digestos obtinguts a partir del FORM i la FR, són una alternativa preferible a aquells residus que no hagin estat estabilitzats (ex: fems o fangs d'EDAR), ja que tot i que els seus efectes seran més tardans, duraran més en el temps.

3. Justificació del cas d'estudi

El 19 de gener de 2010, la Direcció de Carreteres de la Generalitat de Catalunya va redactar l'Ordre d'Estudi número 100107 *"Millora local. Talussos. Reparació i reconstrucció de mur d'escullera a la carretera C-16. PK 22+650. Tram: Terrassa"* amb clau de projecte MB-09037 (Direcció General de Carreteres, 2010). És per això que durant el juny del 2010 es va elaborar l'informe *"Reparació i reconstrucció talús. C-16. PK 22+650. Terrassa"* (Direcció General de Carreteres, 2010) amb l'objecte de definir i valorar els treballs necessaris per a l'estabilització del talús existent al PK 22+650 marge dret de l'autopista C-16, què pertany al municipi de Terrassa, dins de la comarca del Vallès Occidental. Es tracta d'un talús que des del seu origen ha generat problemes d'inestabilitat que han estat objecte de diferents actuacions prèvies. Per dur a terme el desenvolupament del projecte es va realitzar una inspecció visual detallada "in situ" dels diferents desperfectes a tota la zona d'influència del talús, i es van concretar un seguit d'actuacions d'estabilització i de rehabilitació entre les quals apareix la necessitat d'efectuar una revegetació de l'espai per tal d'impedir l'erosió i millorar paisatgísticament l'àrea (Direcció General de Carreteres, 2010). Per a fer front aquests requeriments, i d'acord amb els bons resultats obtinguts durant el projecte *"Recerca i innovació en restauració de talussos en infraestructures de mobilitat terrestre"* (Carabassa et al., 2015), la Direcció General d'Infraestructures de Mobilitat Terrestre (DGIMT), del Departament de Territori i Sostenibilitat, va fer al Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF) l'encàrrec *"Assistència tècnica per a l'avaluació de l'aplicació d'esmenes orgàniques per a l'estabilització de talussos en infraestructures de mobilitat, talús de la C-16, pk 22 a Terrassa"*, pel que se li encarregava dirigir els treballs de revegetació del talús, i avaluar la viabilitat d'aplicació de residus orgànics tractats procedents de plantes de tractament mecànica biològic en la preparació de tecnosòls adequats per a la restauració edàfica en infraestructures de mobilitat terrestre.

D'altra banda, la implementació de la Directiva 1999/31/CE, relativa a l'abocament de residus, que obliga a reduir la quantitat de residus biodegradables dipositats als abocadors, i la Directiva Marc sobre Residus (2008/98/CE), que busca introduir un conjunt de procediments perquè aquelles substàncies i productes que són considerats residus ho deixin de ser i puguin ser reincorporats al mercat, fa imperatiu ampliar els nostres coneixements sobre les potencialitats de valorització dels residus biodegradables, aprofundint en els diferents efectes, beneficiosos i perjudicials, derivats de les seves possibles aplicacions. En el cas concret de Catalunya, el fet que el digest obtingut a partir de la fracció resta de la recollida municipal no pugui ser utilitzat com a esmena orgànica ni en l'agricultura ni en la jardineria, i, per tant, acabi sent abocat a dipòsits controlats, fa que sigui necessari trobar una nova alternativa per a la seva valorització. Aquesta alternativa podria ser l'adequació i/o preparació de tecnosòls per a la restauració de talussos d'infraestructures viàries, però el fet que només existeixi un precedent que hagi utilitzat aquest digest per aquest propòsit (Carabassa et al., 2015), obliga a continuar realitzant estudis per a consolidar la viabilitat d'aquesta alternativa. Cal assenyalar que la qualitat i les característiques dels ROE és molt variable d'una regió a una altra (un digest d'un ECOPARC català no és el mateix que el d'una planta TMB d'Andalusia), de manera que malgrat que els estudis realitzats a altres territoris poden servir de guia, en cap cas poden determinar la viabilitat de valorització dels ROE generats a Catalunya; és per això que per a determinar el potencial de valorització real del digest procedent dels ECOPARCS, és necessari basar les conclusions en els estudis realitzats concretament amb aquest tipus de material.

Emmarcant-se en l'encàrrec que la DGIMT fa al CREAM, aquest estudi aprofita la necessitat real de restauració del talús de la C-16, pk 22 a Terrassa, per a contribuir en l'ampliació dels coneixements sobre el medi edàfic, i els efectes que les esmenes orgàniques tenen sobre aquest. Tot això amb l'objectiu d'avançar en la millora de les tècniques de restauració de sòls degradats, i en els procediments que permeten la valorització dels residus biodegradables urbans, concretament dels digestos procedents de la fracció resta de la recollida selectiva municipal, en un context d'economia circular.

4. Objectius

4.1 Objectius generals

- Avaluar les potencialitats de valorització del digest de la fracció resta de la recollida selectiva municipal, mitjançant la seva aplicació com a esmena orgànica per a l'adequació de tecnosòls
- Avaluar les potencialitats d'ús d'esmenes orgàniques derivades de digest (obtingut a partir de la matèria orgànica de la fracció resta) en tecnosòls per a la restauració de talussos d'infraestructures d'obres viàries
 - Estudiar l'eficàcia de digest de residus biodegradables urbans per a controlar l'erosió de talussos
 - Estudiar els efectes de digest de residus biodegradables urbans sobre la fertilitat del sòl i la revegetació de talussos

4.2 Objectius específics

- Avaluar l'efecte d'una esmena amb digest sobre propietats físiques del sòl
 - Estudiar l'efecte sobre l'estabilitat dels agregats del sòl
 - Estudiar l'efecte sobre la permeabilitat del sòl
 - Estudiar l'efecte sobre l'erosionabilitat del sòl
- Avaluar l'efecte d'una esmena amb digest sobre propietats químiques del sòl
 - Estudiar l'efecte sobre el contingut de nutrients del sòl
 - Estudiar l'efecte sobre el contingut de matèria orgànica del sòl
- Estudiar l'efecte d'un tractament amb digest sobre el desenvolupament de la coberta herbàcia del sòl, tan d'espècies de plantes sembrades com autòctones reclutades
- Estimar alguns possibles efectes mediambientals adversos d'un tractament amb digest d'un tecnosòl de talús

5. Programació dels treballs

	Gen.		Febr.		Març		Abr.		Maig		Juny		Jul.		Oct.		Nov.		Des.		Gen.	
Cerca bibliogràfica																						
Definició dels objectius																						
Definició de la metodologia																						
Mostreig de les aigües d'aigua																						
Preparació de les mostres d'argila per al DRX																						
Preparació del tecnosòl i sembra																						
Assaig d'expansivitat de les argiles																						
Mostreig del sòl esmenat																						
Granulometria de les mostres de sòl																						
Visita control del talús																						
Assaig d'infiltració del sòl																						
Assaig de resistència dels agregats del sòl																						
Granulometria de les mostres d'argila																						
Assaig pluviomètric																						
Transectes de recobriment herbaci																						
Mostreig de biomassa herbàcia																						
Mostreig de riquesa florística																						
Anàlisi de les mostres de l'assaig pluviomètric																						
Anàlisi del conjunt de resultats obtinguts																						
Elaboració de conclusions																						
Elaboració de propostes de millora																						
Elaboració de la primera entrega																						
Elaboració de la segona entrega																						
Defensa																						

Treball de gabinet	Treball de camp	Treball de laboratori
--------------------	-----------------	-----------------------

6. Descripció de la zona d'estudi

6.1 Situació geogràfica

El talús en el qual s'han efectuat els treballs d'aquest estudi està situat al marge dret (direcció Barcelona) del pk 22+650 de l'autopista C-16 (Fig.1). El tram pertany al municipi de Terrassa (Vallès Occidental). Es tracta de la part inferior d'un talús de desmunt d'uns 2400 m² de superfície, amb un pendent que oscil·la entre el 15%, a la zona sud-est, i el 45%, al sector nord-oest.

L'accés al talús és a través d'un camí de terra que connecta amb el marge esquerre (direcció Barcelona) de la carretera C-243c, a l'alçada del quilòmetre 13.

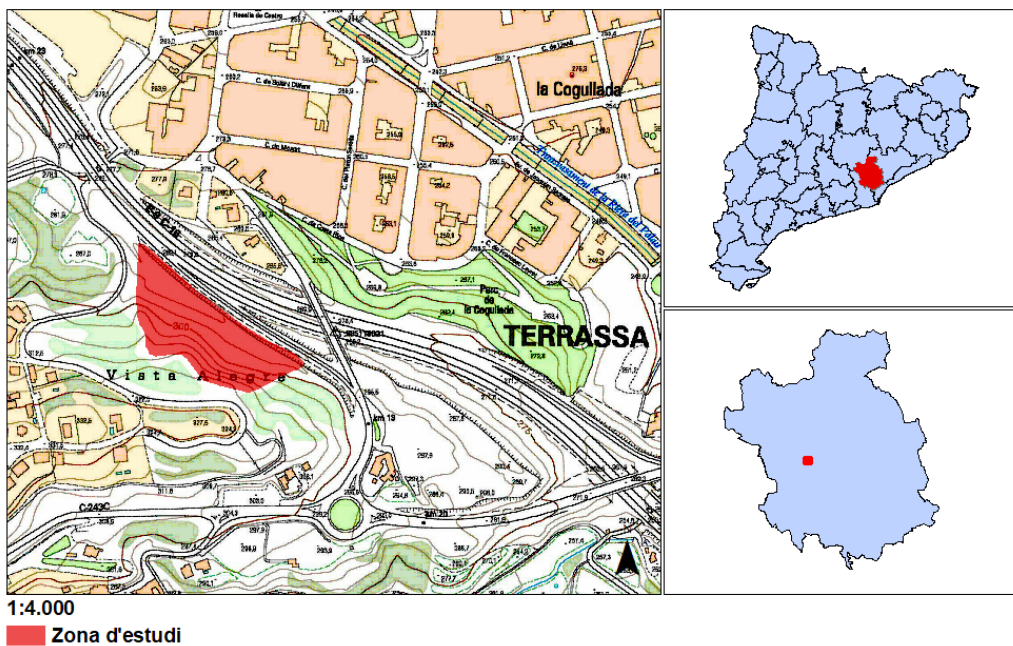


Figura 1. Mapa topogràfic on s'observa la localització del talús (cas d'estudi). La zona urbana situada al nord-est del talús correspon al municipi de Terrassa, i el via que separa el talús de Terrassa és l'autopista C-16. Autors: Rubèn Peguero (la base de dades ha estat proporcionada pel ICGC).

6.1 Situació geològica i hidrogeològica

La zona d'estudi es troba ubicada en el sector central de la conca neògena del Vallès-Penedès, en el segment corresponent al Vallès occidental, prop del seu límit amb zona de la Serralada Prelitoral (Direcció General de Carreteres, 2010; Galindo i Torres et al., 2001). Segons (Galindo i Torres et al., 2001) els materials que afloren estan constituïts per fàcies al·luvials del Miocè mitjà i superior, i per dipòsits de gènesi mixta al·luvials i col·luvials del Plistocè (Fig.2). Es van dipositar al peu dels relleus de la serralada Prelitoral, que van constituir un marge de conca durant tot el Miocè, sota l'acció d'un sistema al·luvial d'elevada eficàcia (Sistema d'Olesa – Les Fonts) i amb una conca de drenatge extensa. En aquest sistema va tenir lloc la sedimentació de conglomerats, gresos i lutites, la proporció dels quals variava des de les zones proximals (amb dipòsits més grollers i poc organitzats) a les mitjanes i distals on els gresos i lutites

incrementen la seva presència i mostren una organització seqüencial més evident. A les terminacions distals d'aquests petits ventalls es van desenvolupar ocasionalment àrees lacustres i palustres terrígenes en les que es va dipositar argiles grises.

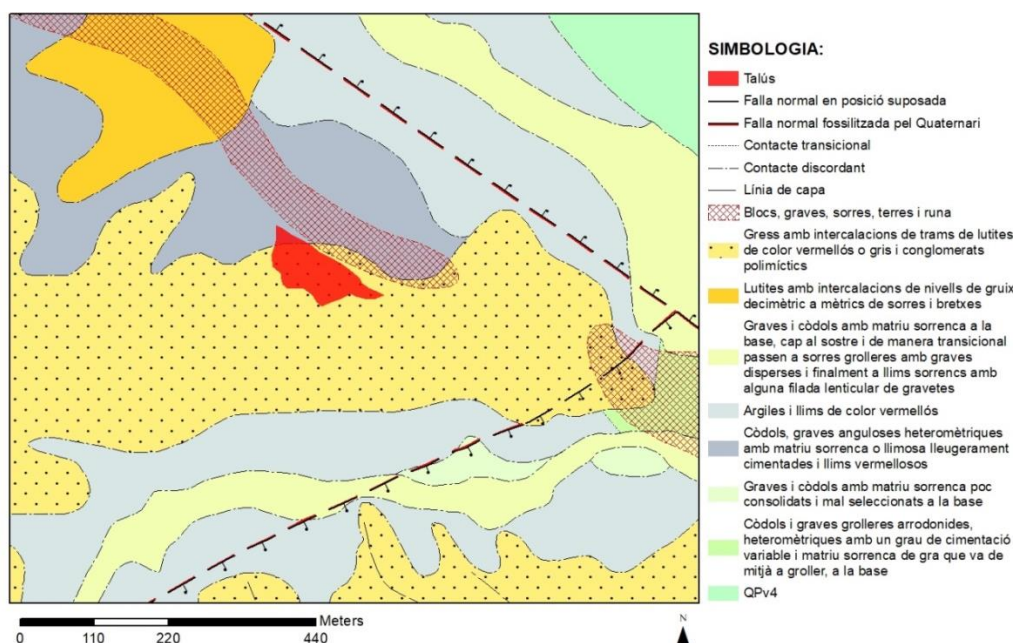


Figura 2. Mapa geològic 1: 25 000 de zona en la que és localitza el talús. De color vermell s'indica l'àrea que ocupa el talús. Autors: Foix Soler i Rubèn Peguero (base de dades proporcionada pel ICGC).

Des d'un punt de vista més local, la geologia i la hidrogeologia de la zona d'estudi són descrites per LGAI Technological Center S.A (2003) de la següent manera.

El talús està constituït per tres canals granulars que s'intercalen amb estrats argilosos, alguns dels quals presenten una plasticitat elevada i són potencialment d'argiles expansives. Els canals són de geometria lenticular amb estructura de gra creixent cap a la base. Present una potència mètrica, essent la del canal superior decimètrica, i manifesten un desenvolupament aparent més important cap a la capçalera del talús. El canal superior correspon a l'escarpament principal del talús; els altres dos es localitzen a poca fondària en la zona de berma.

La hidrogeologia del talús està determinada per la seva estratigrafia. Els canals granulars constitueixen zones preferents de circulació d'aigua, recarregades lateralment del massís (zona del barri de Vista Alegre). Després d'episodis de pluja, s'ha pogut constatar al davant de l'escarpament del talús surgències d'aigua coincidint amb la situació dels trams granulars del canal superior, els quals corresponen a la zona on els canals presenten un desenvolupament aparent més important.

La posició del nivell d'aigua de l'aquífer local se situa a una fondària de 5 m, dins del canal inferior, i està limitat pels nivells d'argiles impermeables que l'envolten. Al canal intermedi constitueix un aquífer semi-confinat, en el qual el nivell piezomètric en el cas més desfavorable pot arribar a situar-se a cota pràcticament superficial.

7. Metodologia

S'ha experimentat amb dos digestos sobre un mateix sòl, de manera que s'han obtingut tres tractaments (C, E3 i M). Tot i que no hi ha veritables rèpliques de les parcel·les, s'han realitzat un conjunt de subdivisions dins de cada una de les parcel·les (pseudorèpliques).

7.1 Preparació i adequació dels materials d'experimentació

7.1.1. Preparació del tecnosòl

Per a la preparació del tecnosòl s'utilitza una mescla feta amb sòl de decapatge del talús i materials de rebaix. A la mescla de terra se li aplica un digest parcialment deshidratat, procedent de la digestió anaeròbica de la matèria orgànica biodegradable continguda en la fracció resta (residus municipals no recollits selectivament). Per criteris de proximitat, les plantes disponibles per a proveir l'esmena són el Centre Integral de Valorització de Residus del Maresme (Mataró) i l'Ecoparc del Mediterrani (Sant Adrià del Besòs). D'acord amb les recomanacions d'aplicació al sòl de residus orgànics procedents de Plantes de Tractament Mecànic-Biològic, les dosis d'aplicació d'ambdós residus es fixen al voltant dels 50 Mg ha⁻¹. Tenint en compte la densitat dels digestos, la densitat del sòl, i prenent com a referència una capa de sòl a esmenar de 30 cm, la dosificació volumètrica per ambdós digestos és de 1:11 (sòl:digest). Amb aquestes dosis d'aplicació es preveu una aportació de matèria orgànica d'uns 30 Mg ha⁻¹ mantenint els nivells de metalls pesants en concentracions baixes. En total es transporten uns 30 Mg de digest (10 Mg de "M" i 20 Mg d'"E3").

Les característiques de la mescla de terra i dels digestos s'exposen a la secció de resultats.

7.1.2 Preparació de les parcel·les experimentals

La superfície del talús s'ha dividit en 4 parcel·les experimentals delimitades mitjançant estacues reflectants (Fig. 3): dues franges de control (terra sense esmenar) de 750 m² i 775 m² als extrems, i dues franges amb terra esmenada amb digest de Mataró (digest M) i digest de l'Ecoparc del Mediterrani (digest E3), de 300 m² i 560 m² respectivament.

Per a la realització de les mescles s'utilitza una pala giratòria de rodes de 0.5 m³ de capacitat. El procediment és el següent: en primer lloc es realitza una premescla a una dosi 1:3 (digest:sòl), disposant un cordó de terra, per després afegir el digest al damunt, i posteriorment voltejar. L'operació permet homogeneïtzar millor les mescles i agilitzar la incorporació del digest al sòl, reduint així el temps que el digest ha d'estar sense mesclar a l'obra. Un cop realitzada la premescla es procedeix a realitzar la mescla definitiva. En aquest cas la proporció de mescla és de 2 palades de terra per una de premescla, aconseguint així arribar a la proporció definitiva de 1:11. La mescla definitiva també es fa mitjançant cordons amb 4 palades de terra als que se'ls afegeix 2 palades de premescla, amb un volteig posterior. Aquest procés és laboriós, esmerçant 3 dies de màquina per mesclar 30 tones de digest, tot i que el resultat és una mescla molt homogènia, especialment pel cas de MAT. Pel cas de ECO3, al tractar-se d'un material més humit i pastós, afavoreix la formació de grumolls que no s'incorporen tan bé al sòl. Finalment, el tecnosòl es transporta en camió des de el punt on es va preparar la mescla de sòl i digestos, situada a un centenar de metres. L'estesa es realitza mitjançant pala de 0.7 m³, fent un pentinat seguint les corbes de nivell per tal de reduir la vulnerabilitat a l'erosió. El gruix de sòl estès és de mitjana d'uns 40 cm, si bé en les parcel·les

control el gruix oscil·la entre els 20 i els 75 cm en funció de les irregularitats del terreny, especialment a la part esquerra del talús. Cal tenir en compte que aquest gruix és mesurat just després de l'estesa, de manera que és previsible que posteriorment es produeix un assentament del material i es redueixi el gruix final.

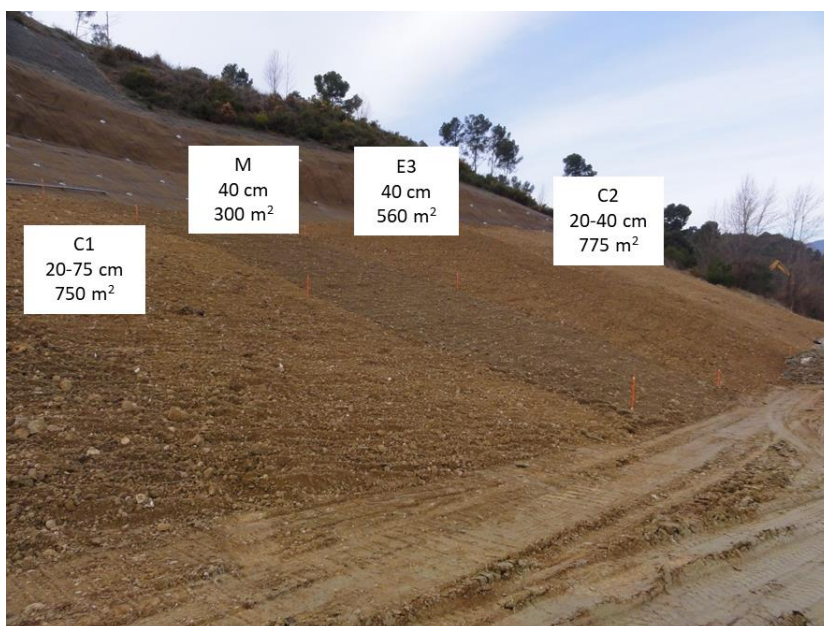


Figura 3. Distribució dels dos tractament amb digest (M i E3) i els controls (C1 i C2) al talús. S'indica els gruix del sòl de cada tractament i l'extensió de les parcel·les. Autor de la fotografia: Vicenç Carabassa.

7.1.3 Selecció i sembra de les espècies de plantes

Es sembra el talús amb una mescla comercial de gramínies i lleguminoses adaptades al clima de la zona, en una densitat de sembra de 25-30 g m⁻².

Per tal d'evitar l'aplicació de fertilitzants i matèria orgànica en forma de *mulch*, que normalment s'utilitzen a les hidrosembres, s'aplica el mètode de sembra tradicional (sembra a tot vent o "voleo"). Se sembren 100 kg de llavors distribuïts uniformement per tot el talús, amb una primera passada en direcció al pendent i una segona passada perpendicular. La composició de la mescla de llavors és la que s'indica a la taula 1.

Taula 1. Composició de la mescla de llavors aplicada al talús, i proporció en pes de cadascuna de les espècies.

Espècie	Proporció en la mescla (%)
<i>Lolium perenne</i>	30
<i>Festuca arundinacea</i>	20
<i>Dactylis glomerata</i>	20
<i>Onobrychis viciifolia</i>	10
<i>Agropyrum cristatum</i>	10
<i>Medicago sativa</i>	5
<i>Cynodon dactylon</i>	5

7.2 Caracterització de les argiles

Els estudis geotècnics realitzats al talús senyalen l'existència d'estrats força potents d'argiles expansives entre els materials que conformen el substrat (EPSA, 2009; LGAI Technological Center S.A, 2003). Com que la inestabilitat principal del talús sembla que està relacionada amb l'existència d'aquests nivells (EPSA, 2009; LGAI Technological Center S.A, 2003), i donat que el tecnosòl elaborat en aquest estudi conté terres de decapatge del talús, i per tant és d'esperar que entre els seus components inorgànics apareguin minerals de l'argila d'alguns dels grups que formen les argiles expansives, s'ha realitzat una determinació dels minerals de l'argila presents en aquests estrats per difracció de raigs X (DRX).

Existeixen diferents grups de minerals de l'argila amb propietats expansives, i no tots tenen les mateixes propietats (Besoain, 1985; Ortuño, 2002), de manera que conèixer quins grups són presents en un sòl determinat, dóna molta informació sobre els fenòmens que l'afecten i quina pot ser la seva evolució futura.

S'han recollit tres mostres d'argila que es poden considerar rèpliques, les quals s'han obtingut de tres punts diferents del talús, amb l'objectiu de recollir la màxima variabilitat esperable en les argiles atenent a diferències de color. S'han identificat com "B", "R" i "V" en relació a la tonalitat que presenten ("B", beix; "R", roig, "V", verd). D'aquestes tres mostres s'ha fet un garbellat de la terra fina i una posterior separació i purificació de les argiles, per a després poder dur a terme la determinació dels minerals de l'argila mitjançant difracció de raigs X, tot seguint els procediments que es descriuen als següents apartats.

7.2.1 Presa de mostres de sòl o sediments

S'agafa una quantitat suficient i representativa de l'horitzó, estrat o material que es vol caracteritzar. És preferible que sigui un material pobre en matèria orgànica i el més ric possible en argila. Uns 2 kg solen ser suficients. La mostra s'estén sobre papers i es deixa assecar a l'aire un parell o tres de dies. A continuació es garbella amb un sedàs de 2 mm disgregant bé els terrossos, ja que les mostres riques en argila tendeixen a formar terrossos durs quan són secs. Es calcula el percentatge d'elements grossos (>2 mm) en la mostra. La fracció terra fina (<2 mm) és la que s'usa per separar, concentrar i purificar les argiles.

7.2.2 Separació i purificació d'argiles

Eliminació de la matèria orgànica

És important aplicar aquest tractament en mostres de sòl provinents d'horitzó A o riques en matèria orgànica col·loïdal, ja que les argiles tendeixen a formar complexos amb l'humus. Aquest tractament també es pot fer en altres passos del procediment de purificació que es descriu a continuació.

Consisteix en atacar la mostra amb H₂O₂ concentrat (110 vol), preferiblement en medi àcid per a que sigui més efectiu. Sobre una mostra ben humida o suspensió de sòl en aigua s'afegeix repetidament volums petits de peròxid d'hidrogen, escalfant moderadament, fins que l'adició de peròxid ja no produeix una efervescència intensa.

Com que la mostra seleccionada és molt pobre en matèria orgànica, aquest pas no s'ha realitzat.

Separació de la sorra grossa (2 - 0.2 mm)

Entre 20 i 100 g de mostra de terra fina del sòl (fracció <2 mm) es posen en una ampolla transparent i se suspenen en uns 500 mL d'aigua destil·lada. Es deixen a l'agitador rotatori unes hores per facilitar la disgregació de la mostra. A continuació es passa la suspensió per un sedàs de 0.2 mm que reté la sorra grossa. S'asseca el sedàs amb la sorra i es pesa per calcular el percentatge de sorra grossa respecte de la terra fina.

Separació de la fracció sorra fina (0.2 - 0.05 mm)

Es segueix amb la suspensió de 500 ml d'aigua destil·lada que ha travessat el sedàs de 0.2 mm, i es fa passar de nou a través d'un sedàs de 0.05 mm. La sorra fina queda retinguda en aquest sedàs. S'asseca el sedàs amb la sorra i es pesa per calcular el percentatge sorra fina respecte la fracció terra fina del sòl.

La suspensió de llims i argiles que travessa el sedàs es recupera en una ampolla transparent o en un vas de precipitat d' 1L. Servirà per a obtenir una mostra d'argiles netes i concentrades.

Eliminació dels carbonats i sals solubles

Per simplificar l'anàlisi per DRX es convenient eliminar els carbonats que pugui contenir la mostra. Aquests es poden determinar en paral·lel en una mostra homòloga.

No és aconsellable destruir-los per atac amb àcid clorhídric, ja que pot alterar alguns minerals de l'argila. És preferible l'ús d'un tampó 1M acetat sòdic-àcid acètic a pH 5.

Per a l'obtenció del tampó primer cal preparar una solució d'àcid acètic 1M a partir d'una solució d'àcid concentrat (glacial), i una altra d'hidròxid de sodi 1M a partir de pastilles d'hidròxid de sodi sòlid. Per a la preparació de l'àcid acètic 1M es dilueix en un matràs aforat de 500 ml, 30 ml d'àcid acètic glacial en aigua destil·lada. Per a la preparació de l'hidròxid de sodi 1 M es dilueix en un matràs aforat de 500 ml 20 g d'hidròxid de sodi (en pastilles) en aigua destil·lada. A continuació, es transfereix la solució d'àcid acètic 1M a un vas de precipitat d'1L i s'afegeix l'hidròxid de sodi 1 M poc a poc fins a assolir un pH de 5 (utilitzant un pH-metre per a mesurar la variació del pH).

A continuació, s'afegeixen 500 ml de solució d'acetat sòdic a pH 5 al recipient on es troba la mostra amb la suspensió d'argila + llim, i es posa al mesclador automàtic durant 1 hora. Es deixa reposar la suspensió homogeneïtzada durant 12 hores.

En cas que es vulgui afinar més amb la destrucció dels carbonats, el procediment es pot completar de la següent manera: després d'haver passat unes 10-12 hores de repòs en un vas de precipitat, es decanta la mostra i es recupera el sobrenedant (en el "pellet" hi ha majoritàriament els llims). Aquest es transvasa a una ampolla de centrífuga i es centrifuga durant 10 minuts a 3000 rpm i a 10 oC (com que no es tracta d'una mostra sensible, la temperatura de centrifugació no és gaire important). Una vegada centrifugada, la mostra es decanta, s'elimina el sobrenedant i es torna a suspendre en una solució d'acetat de sòdic 1M

(aquesta vegada 300 ml de solució). Donat que després de centrifugar la mostra d'argila-llim es troba formant un precipitat molt compacte, un cop afegida la solució d'acetat sòdic a l'ampolla de centrífuga, és convenient homogeneïtzar la mescla utilitzant una vareta de vidre per tal de desfer l'agregat (el remenador automàtic o el vòrtex es poc eficient per desfer l'agregat). Quan s'ha re-suspès la nova mescla, la tornem a centrifugar (3000 rpm, 10 oC, 10 min), i la decanem de nou, de manera que ens quedem només amb el "pellet" d'argila-llim net de carbonats.

Eliminació dels òxids de ferro lliures

Se sol usar el mètode de Mehra & Jackson (1960) basat en l'atac amb ditionit–citrat (hidrosulfít de sodi (Na₂S₂O₄)-citrat) en un medi tamponat per bicarbonat de sodi.

Atès que es volia saber si en les mostres estudiades hi havia presència d'algun tipus d'òxid de ferro, no s'ha aplicat aquest tractament.

Rentat de la mostra per eliminar restes d'acetat i sodi o altres sals solubles

Per tal de purificar el màxim possible la mostra de llim-argila, s'han realitzat tres rentades seguint el següent procediment en cada repetició: s'afegeix aigua destil·lada (250 ml) a l'ampolla de centrífuga que conté el precipitat d'argiles i llims, es remena manualment amb una vareta de vidre, es centrifuga (3000 rpm., 10 oC, 10 min.) i es decanta per rebutjar el sobrenedant.

Dispersió de les argiles amb ultrasons

Moltes vegades les partícules d'argila es troben agregades formant associacions de mida aparent de llim o major, de manera que si no es duu a terme una dispersió de les mateixes abans de realitzar una separació per densitats d'aquestes, és molt probable que s'obtingui una infravaloració de la fracció argila. El més adient és intentar evitar l'ús de mètodes químics com l'addició de dispersants (p.e. hexa-meta-fosfat de sodi), ja que aquests poden alterar les característiques cristal·lines de la mostra, de manera que l'ús d'ultrasons com a procés dispersant físic és una bona alternativa als mètodes més convencionals. El procediment a seguir per l'ús d'ultrasons és el següent: es transvasa la mostra a un vas de precipitat d'un litre, s'afegeix aigua destil·lada fins a uns 800 ml i es posa en suspensió la mescla utilitzant una mosca magnètica. Un cop la barreja es troba ben homogeneïtzada, s'introdueix en un bany d'ultrasons i s'hi deixa durant 15 minuts.

Separació de les argiles dels llims per sedimentació

En cas que no es tracti d'una suspensió molt densa, i que per tant s'hi pugui aplicar una separació per densitats seguint la Llei de Stokes, ja es pot seguir amb el procediment tradicional de separació de la fracció argila. S'introdueix la mostra en una proveta o vas de precipitat i s'omple amb aigua destil·lada fins assolir una alçada mínima de 10 cm, s'homogeneïtza la suspensió remenant, i es deixa sedimentar durant 8 hores, de manera que els llims (>0.002 mm) quedin a una profunditat superior a 10 cm en el recipient que conté la suspensió; es pot deixar sedimentar més temps (fins a dies) si es vol obtenir una fracció d'argiles més fina. En cas que la mostra sigui molt densa es necessari diluir-la. Per recollir les

argiles que són a la part superior de la suspensió (entre la superfície i els 10 cm) es pot fer sifonat, intentant evitar que les partícules sedimentades es re-suspenguin.

Concentració de la suspensió d'argiles per centrifugació

Passades les 8 hores de sedimentació, es transvasa la suspensió d'argiles per sifonat a una ampolla de centrífuga. A continuació es centrifuga la mostra a 3000 rpm durant 15 minuts, s'elimina es sobrenedant, i es pot anar acumulant argiles en un mateix recipient per centrifugacions successives.

Finalment, s'afegeix una petita quantitat d'aigua per transvasar les argiles acumulades a les ampolles de centrífuga a una càpsula d'evaporació. Aquesta suspensió final ja es pot usar com a mostra per col·locar als portes del difractòmetre, però també es pot assecar i molturar per obtenir pols d'argila.

7.2.3 Anàlisi per difracció de raigs X de les mostres d'argiles purificades

Les anàlisis s'han dut a terme al Servei de Difracció de RX de la UAB

Instrumentació

S'ha utilitzat un difractòmetre automàtic per pols cristal·lina X'Pert Powder de Panalytical proveït d'un tub de Cu, un monocromador secundari de grafit (longitud d'ona $K\alpha$ Cu, 1.5419 Å) i detector PIXcel1D. Òptica primària: filtre de níquel, esclatxa de divergència de $1/8^\circ$, esclatxa Soller de 0.04 rad y esclatxa antidifusió de $1/4^\circ$. Òptica secundària: esclatxa antidifusió de 5.7 mm per PIXcel1D.

Condicions de treball del tub: 45 kV i 40 mA. El registre del difractograma s'ha dut a terme amb un escombrat continu entre 4° i 48° de angle 2θ ; mida de pas, 0.026° de 2θ ; temps net per pas, 396.6s.

Difractograma de raigs X de mostres polvoritzades

Una petita quantitat de pols d'argiles es col·loca estesa sobre el porta-mostres circular de vidre. Es parteix de mostra d'argiles purificades, seques a 80 ó 100°C , i finament polvoritzades amb ajuda d'un morter.

Difractograma de raigs X de mostres d'argiles orientades

Es parteix d'una suspensió homogènia d'argiles purificades a una concentració aproximada de 100 a 120 g/L. Amb ajuda d'una pipeta Pasteur es col·loca unes gotes de la suspensió sobre el porta de vidre circular. S'escampa sobre la superfície del porta i es deixa assecar en repòs sota una font de calor (làmpada incandescent, estufa sense ventilació) per tal que es formi una pel·lícula d'argila orientada homogènia.

Difractograma de raigs X de mostra d'argiles calcinades

Es col·loca un porta circular contenint una fina capa seca d'argiles orientades en un gresol de porcellana, o una petita cubeta resistent a la temperatura. S'introdueix en una mufla i es

calcina a 530°C durant 1h, partint del forn a temperatura ambient i deixant refredar lentament. A continuació s'introdueix la mostra en el difractòmetre.

Difractograma de raigs X de mostres d'argila expandides amb etilenglicol

Es col·loca el porta circular contenint una capa seca d'argiles orientades en una caixa impregnada d'etilenglicol (EG), de manera que quedi exposada als vapors d'aquest producte en una atmosfera saturada d'EG. Es deixa 48 h perquè s'hidrati lentament. A continuació s'introdueix la mostra en el difractòmetre.

Difractograma de raigs X d'argiles saturades amb diferents cations (K, Mg)

Per ajudar a la identificació d'alguns minerals de l'argila és convenient que les argiles estiguin saturades amb un únic catió a l'espai interlaminar. Els cations més usats per a la saturació del complex de canvi i l'espai interlaminar són el Mg i el K. Si la mostra d'argiles s'ha sotmès a un procés de descarbonatció amb una solució tampó 0.5M acetat sòdic- àcid acètic a pH 5, el resultat és que les argiles han quedat saturades de sodi. Per tant, convindrà desplaçar el Na pel Mg i/o K.

Per a la saturació amb K, s'agafa una alíquota d'uns 5-10 mL de la suspensió purificada d'argiles i es posa en un tub de centrífuga de 50 ml, s'afegeixen 30 mL d'una solució 1M de KCl, es remena durant una hora o més, es centrifuga a 3000 rpm 10 minuts i es rebutja el sobrenedant. Per saturar amb magnesi, s'agafa una alíquota d'uns 5-10 mL de la suspensió purificada d'argiles i es posa en un tub de centrífuga de 50mL, s'afegeixen 30 mL d'una solució 0,5M de MgCl₂·6H₂O, es remena durant una hora o més, centrifuga a 3000 rpm 10 minuts i es rebutja el sobrenedant. El procés de saturació amb MgCl₂ o KCl es repeteix dues vegades més afegint uns 30 mL de la solució corresponent.

A continuació cal rentar l'excés de sal de la solució saturant. S'afegeix 30 mL d'aigua destil·lada a cada tub de centrífuga, es remena uns 10 minuts i es centrifuga a 3000 rpm. El rentat es repeteix tres o quatre vegades fins que el sobrenedant queda lliure de clorurs. Per comprovar-ho, una vegada separant el sobrenedant, es tiren una o dues gotes de nitrat de plata; si apareix una terbolesa o precipitat, cal repetir el rentat amb aigua. Al final es centrifuga per tenir la mostra d'argiles concentrada.

La mostra concentrada, o bé una suspensió d'aquesta, es col·loca en un porta circular per sotmetre-la a DRX.

7.3 Mostreig de les aigües subterrànies

Donat que l'aplicació dels digestos podria afectar la qualitat de les aigües, es realitzen tres mostrejos dels pous de drenatge interconnectats situats a la base del talús: un previ i dos posteriors a l'aplicació dels digestos.

S'agafen mostres compostes d'aigua a partir de l'agrupació dels diferents pous en alíquotes (Fig. 4 i Taula 2), per tal de determinar si hi ha afectació diferencial al llarg del recorregut de dren. Les mostres d'aigua són posteriorment enviades a un laboratori per a que s'analitzi si hi ha algun indicati de contaminació.

Taula 2. Codi de les mostres d'aigua subterrània i pous inclosos en cadascuna.

CODI	Nº POUS
A1	F1, F2
A2	F6, F7, F8
A3	F10, F11

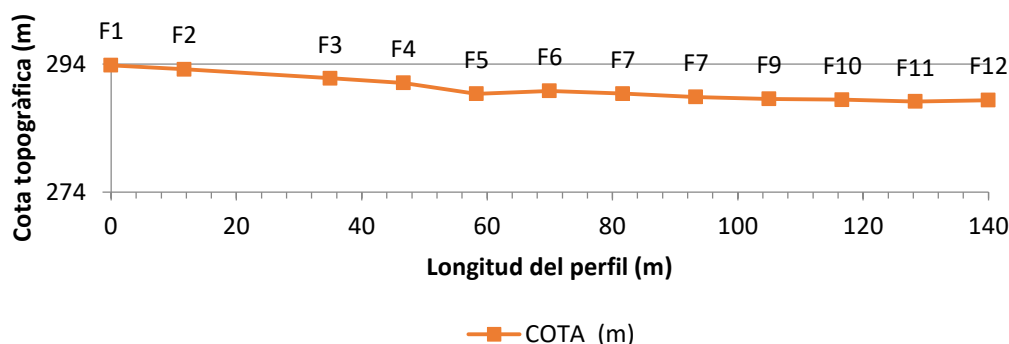


Figura 4. Perfil de la berma del talús en el qual s'indica el posicionament de cada un dels pous i el seu codi d'identificació. El perfil és paral·lel a l'autopista C-16.

7.4 Mètode per avaluar l'efecte de l'esmena aplicada sobre les propietats del tecnosòl

L'aplicació d'una esmena amb digestes probablement tindrà un efecte en les propietats físiques, químiques i biològiques del tecnosòl. Per avaluar aquests efectes es duen a terme assajos de camp i mostrejos de sòl. S'han obtingut mostres compostes (alterades) i mostres simples (inalterades). Les mostres compostes han estat analitzades, i les simples s'han utilitzat per a realitzar assajos de laboratori.

El conjunt dels procediments realitzats i la seva justificació es descriuen al llarg d'aquesta secció

7.4.1 Mostreig del sòl

Es realitzen un total de dos mostrejos de sòl, el primer un més després de l'aplicació de la mostra i l'altre passats 4 mesos del primer. La separació temporal es fa per comprovar si amb el pas del temps hi ha variacions a les propietats químiques del tecnosòl.

Primer mostreig

Durant el primer mostreig es prenen mostres alterades i mostres inalterades.

L'obtenció de mostres alterades es realitza mitjançant sonda Edelman, prenent mostra fins a una profunditat de 20 cm. Per a cada tractament i els controls es defineixen tres zones (Fig.5), i es prenen 3 mostres compostes (pseudorèpliques) de 10 sondes per a cada zona.

L'obtenció de mostres inalterades es du a terme utilitzant cilindres de mostreig de 10 cm de diàmetre per 10 cm d'alçada. Es pren una mostra per a cada una de les zones definides en els tractaments i els controls (Fig.5).

Segon mostreig

Durant el segon mostreig de sòl només s'obtenen mostres inalterades.

El mètode aplicat és el mateix que s'utilitza durant el primer mostreig per obtenir les mostres compostes, però aquesta vegada només es prenen 3 mostres compostes per a cada tractament i els controls.

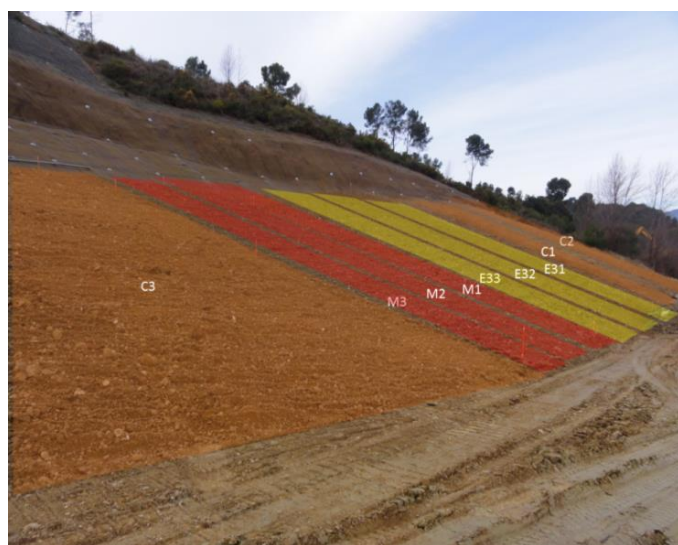


Figura 5. Delimitació de les zones de mostreig (pseudorèpliques) per a cadascun dels tractaments i els controls. Autor: Vicenç Carabassa.

7.4.2 Anàlisi del contingut de matèria orgànica i macronutrients

Les mostres compostes dels dos mostrejors s'envien a un laboratori perquè siguin analitzades, i es determini la quantia de matèria orgànica afegida amb el digest i el contingut de macronutrients (essencialment N i P).

7.4.3 Mesura de la densitat aparent

La baixa densitat de les esmenes orgàniques, i la seva tendència a augmentar l'espai porós del medi edàfic, pot produir una disminució de la densitat aparent del sòl. És per això que l'aplicació d'un digest pot generar una disminució de la densitat aparent del tecnosòl respecte a la densitat aparent prèvia a la seva addició, representada pels sòl control.

La mesura de la densitat aparent es realitza a partir de les mostres inalterades obtingudes durant el primer mostreig de sòl. Per a calcular la densitat aparent del sòl només s'han d'aplicar les següents fórmules.

$$\text{Volum del cilindre} = 2\pi r^2 x \text{ alçada; on } r \text{ és el radi del cilindre}$$

$$\text{Densitat aparent del sòl} = \frac{(\text{Pes de la mostra de sòl} + \text{Pes del cilindre}) - \text{Pes del cilindre}}{\text{Volum del cilindre}}$$

7.4.5 Mesura de la capacitat d'infiltració

La modificació de la porositat original que es pot produir com a conseqüència de l'aplicació d'una esmena orgànica, hauria de tenir efectes sobre la millora de la capacitat d'infiltració del sòl. És per això que és probable trobar diferències entre la velocitat d'infiltració de les mostres de sòl esmenat i les del control. Per tal de calcular la capacitat d'infiltració del tecnosòl s'han realitzat mesures d'infiltració a escala de laboratori i camp.

7.4.5.1 Mesura de la capacitat d'infiltració al laboratori

Per a dur a terme les proves de laboratori s'han utilitzat les mostres inalterades.

Instrumentació

Es munta una estructura com la que es mostra a la figura 6. Mitjançant el suport universal i la pinça de nou s'aguanta un embut sota el qual es col·loca un vas de precipitat. El cilindre amb la mostra de sòl es col·loca dins de l'embut, i entre la superfície de l'embut i la base del cilindre hi ha una malla que impedeix que la mostra es desprengui. S'encaixa un cilindre obert per les dues bases sobre el cilindre que conté la mostra, i s'assegura amb fang l'espai que queda entre el perímetre del cilindre que conté la mostra i el perímetre del cilindre obert per les dues bases. Es fa una marca al cilindre obert per les dues bases, a una alçada de 3 cm sobre la superfície de la mostra de sòl.

Procediment

S'introdueix una columna d'aigua al cilindre superior fins a l'alçada marcada i, al cap d'un temps determinat, es mesura la separació que hi ha entre la superfície superior de la columna d'aigua i la marca del cilindre. Aquesta mesura permet estimar la velocitat d'infiltració de l'aigua en mm/h. El període de temps que s'espera es determina després de fer un assaig de prova, que permet estimar l'ordre de magnitud de la velocitat d'infiltració.



Figura 6. Detall de l'estructura muntada al laboratori per a realitzar les mesures d'infiltració.

7.4.5.2 Mesura de la capacitat d'infiltració al camp

Les mesures d'infiltració al camp permeten obtenir una estimació més realista de la velocitat d'infiltració de l'aigua al sòl.

Instrumentació, infiltròmetre simple

S'utilitza un cilindre metàl·lic de 30 cm de diàmetre obert per les dues bases, i una vara mètrica per a mesurar l'alçada de la columna d'aigua.

Procediment

Es clava el cilindre metàl·lic al sòl i es col·loca la vara mètrica de forma longitudinal sobre la seva cara interna (Fig. 7). A continuació s'introdueix una columna d'aigua de 10 cm d'alçada i, passat un temps determinat, es comprova quina ha estat la disminució de l'alçada de la columna d'aigua. El període de temps que s'espera es determina després de fer un assaig de prova, que permet estimar l'ordre de magnitud de la velocitat d'infiltració. L'assaig es repeteix diverses vegades per tal d'obtenir diferents mesures a partir de les quals es fa una mitjana de la velocitat d'infiltració al camp en mm/min o cm/min.



Figura 7. Detall de l'estructura muntada al camp per a realitzar les mesures d'infiltració.

7.4.6 Mesura de la resistència dels agregats

L'addició d'una esmena orgànica pot generar un augment de la resistència dels agregats a través d'un increment de la seva cohesió i hidrofobicitat. Si es produeix aquest augment amb l'aplicació de digest, s'haurien d'observar diferències entre la resistència dels agregats dels tractaments i la dels controls. Una forma de mesurar la resistència dels agregats, i comprovar si hi ha diferència entre les mostres esmenades i les del control, és a través d'un garbellat humit. El fet que sigui humit permet simular l'efecte de l'impacte de les gotes de pluja.

Instrumentació

Per a dur a terme aquest assaig s'utilitza un dispositiu de la marca HARVER (model ELM 200) (Fig. 8). El dispositiu consisteix en un motor que genera una vibració, sobre el qual es col·loca una columna de garbells amb diferents diàmetres d'espaiat reticular, que està culminada per una tapa metàl·lica que connecta, a través d'un tub de plàstic, amb una font d'aigua. Entre el

motor que genera la vibració i la columna de garbells hi ha una placa metàl·lica, la qual connecta amb tub de plàstic que permet la sortida de l'aigua.

Procediment

S'introdueix una mostra de sòl al garbell superior de la columna, i aquest es tanca amb la tapa metàl·lica que connecta amb el tub d'entrada de l'aigua. Es selecciona el temps de durada de l'assaig, la intensitat i el període de vibració, mitjançant un panell de control situat sobre el motor que genera la vibració. La pressió de l'aigua també es pot regular a través d'una maneta i un indicador de pressió col·locats a la sortida de la font d'aigua. Un cop engegat el dispositiu, que s'activa automàticament quan es selecciona la intensitat de vibració, l'aigua entra per la part superior de la columna de garbells, i surt pel tub connectat a la placa metàl·lica situada a la base de la columna, a l'hora que es produeix la vibració de tot el sistema. El fet de tenir garbells amb diferent espaiat reticular permet una separació per mida diametral dels diferents agregats que es formen a partir de la fragmentació dels agregats inicials.

Un cop ha finalitzat l'assaig, s'introdueixen tots els garbells a l'estufa a una temperatura de 105 °C fins que ha desaparegut tota la humitat dels agregats. Posteriorment es pesen tots els garbells amb el seu contingut de mostra (i se li resta la tara a cada garbell), per tal d'obtenir el pes sec de les diferents fraccions d'agregats. La idea és que com més agregats de mida diametral gran hagin quedat, més resistents són els agregats del sòl. Es tracta d'una mesura relativa, que té sentit quan es fa una comparació dels resultats obtinguts amb les diferents mostres de sòl (tractaments i controls).



Figura 8. Garbellador HARVER (model EML 200) utilitzat per a les mesures de resistència dels agregats.

7.4.7 Mesura de l'erosionabilitat

L'augment de la resistència dels agregats i la millora de la porositat del sòl, què s'hauria de traduir en un increment de la seva capacitat d'infiltració, i per tant en una reducció de l'escorrentiu generat en cas de pluja, haurien de manifestar-se en una disminució de l'erosionabilitat del sòl, la qual es mesura com la vulnerabilitat d'aquest a erosionar-se quan se sotmet a una pluja d'intensitat mitjana en un pendent determinat.

Per tal d'estimar l'erosionabilitat del sòl s'ha realitzat un assaig de pluja simulada al camp, i l'escorrentiu generat s'ha recollit en ampolles per tal de mesurar-lo posteriorment al laboratori.

Instrumentació, simulador de pluja portàtil

El dispositiu que s'utilitza està constituït per un esquelet format per la connexió en angles de 90° de tres tubs metàl·lics. A l'extrem dels tubs laterals hi ha un orifici que permet connectar, a través d'un tub pneumàtic, l'esquelet amb una bomba d'aigua manual. Al centre del tub horitzontal se situa un broquet de la marca HARDI (model 1553), què genera un con ple d'1 m de diàmetre a 1 m d'alçada, amb gotes de mida mitjana i una intensitat de pluja d'uns 70 mm/h a una pressió de treball d'1 bar (Fig. 9). Per delimitar la superfície de sòl assajada s'utilitza un cercle metàl·lic de 55 cm de diàmetre, el qual té un orifici de sortida que, mitjançant un conducte de plàstic, es connecta amb les ampolles de recuperació de l'escorrentiu.

Procediment

Es genera una pluja simulada mitjançant l'accionament manual de la bomba d'aigua. Un cop es comença a generar l'escorrentiu, la pluja es manté durant un període de 6', i es recull l'escorrentiu en fraccions de 2'.

Posteriorment, un cop al laboratori, es pesa l'ampolla de recuperació de l'escorrentiu amb el seu contingut de mostra. Després es mesura el volum d'aigua recollit transvasant el líquid mitjançant decantació a una proveta. Un cop feta la mesura es torna a dipositar l'aigua a l'ampolla. A continuació, per tal d'obtenir de forma separada les fraccions "sorra grossa", "sorra fina" i "argila-llim", es fa passar la suspensió d'escorrentiu (aigua+sediment) a través de dos sedassos combinats (un sobre l'altre) de 0,2 i 0,05 mm, els quals han estat prèviament tarats. D'aquesta manera les dues fraccions més grolleres són retingudes als sedassos, i la suspensió sobrant, què conté la fracció argila-llim, es recull en un vas de precipitat, el qual també ha estat prèviament tarat. Finalment, els dos sedassos i el vas de precipitats s'introdueixen a l'estufa a una temperatura de 105 °C.

Quan s'ha eliminat tota la humitat de les fraccions retingudes als sedassos, i l'evaporació de l'aigua del vas de precipitats ha deixat lloc únicament a la fracció argila-llim, es pesen els dos sedassos i els vas de precipitats amb les seves respectives mostres.

El volum d'aigua recollida, el pes total de sediment recollit i el pes de cada una de les tres fraccions de sediment (sorra grossa, sorra fina i argila-llim) permeten obtenir una estimació de l'erosionabilitat del sòl, a través de la taxa d'erosió i el pes de sediment erosionat (pes total i

parcial de cada fracció) en funció del temps transcorregut. Les fórmules que s'han d'aplicar per obtenir aquestes magnituds són les següents.

$$\text{Pes de sediment erosionat per unitat de temps (g/min)} = \frac{\text{Pes de sediment recuperat (g)}}{\text{Temps transcorregut (min)}}$$

$$\text{Taxa d'erosió (g/m}^2\text{h)} = \frac{\text{Pes de sediment recuperat (g)}}{\text{Superfície de sòl assajada (m}^2\text{)} \times \text{Temps transcorregut (h)}}$$

El que interessa és comparar els resultats obtinguts amb cada un dels tractaments i els dos controls.



Figura 9. Imatge general del simulador de pluja i dels diferents elements utilitzats en les simulacions realitzades.

7.4.8 Seguiment de la revegetació

Les millores de les propietats del sòl tenen un efecte directe sobre el desenvolupament de la cobertura vegetal. És per això que s'ha fet un seguiment de la vegetació, centrat en la riquesa florística i el recobriment i la biomassa de les herbàcies sembrades i les que han aparegut espontàniament al talús.

7.4.8.1 Mesura del recobriment i la biomassa vegetal

Per a controlar el recobriment vegetal es realitzen un total de 5 visites de seguiment del desenvolupament de la vegetació entre els mesos d'abril i juliol. En la majoria d'elles només es fa control visual qualitatiu, però en una es realitzen transectes i s'obtenen mostres de biomassa per a mesurar el recobriment de les parcel·les. Es duu a terme un transecte longitudinal per a cada una de les parcel·les de tractament i els controls (Fig.9), en el qual es mesura l'alçada mitjana de l'estrat herbaci cada 20 cm de separació. Les mostres de biomassa s'obtenen tallant amb unes tisores de poder les fulles de les espècies herbàcies, emplaçades en l'àrea que es delimita amb un cercle metàl·lic de 55 cm de diàmetre, en tres punts de cada parcel·la (tractaments i controls). Posteriorment, al laboratori, després de assecat-se a l'estufa, es pesa la biomassa vegetal recollida al camp en cada una de les parcel·les, per tal de fer una comparació entre tractament i controls.

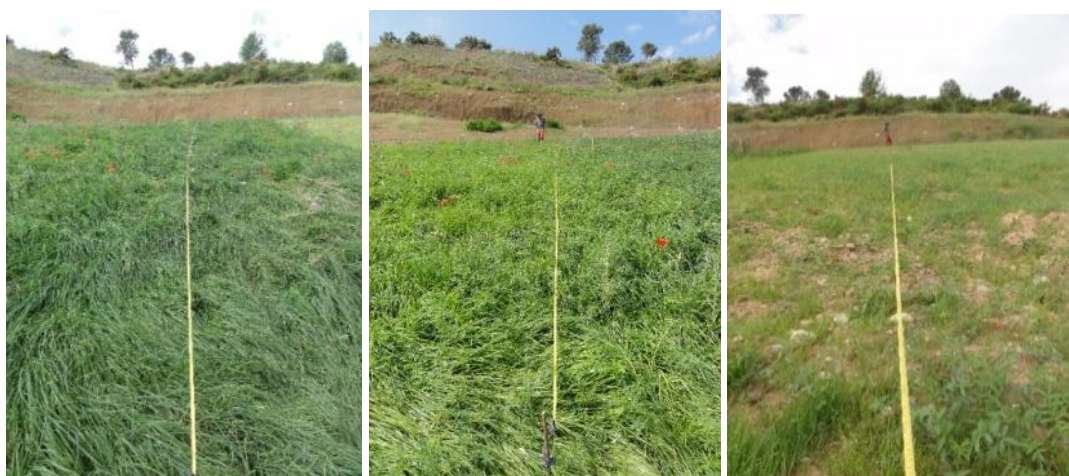


Figura 9. Transectes per a la mesura del recobriment a les parcel·les E3 (esquerra), M (centre) i control (dreta).

7.4.8.2 Avaluació de la riquesa florística

La diferència entre les característiques de cada digest (ex: contingut de macronutrients), i el fet d'aplicar-lo o no, es poden traduir en una variació de la riquesa florística. És per això que es fa un inventari florístic de cada una de les parcel·les.

7.4.9 Avaluació l'efecte sobre l'estabilitat i els processos erosius del talús

Durant les visites de seguiment del talús es fa un control *visu* dels diferents processos erosius i d'estabilitat del tecnosòl.

8. Resultats

Donat que s'han realitzat una gran varietat d'anàlisis i assajos, tant de camp com de laboratori, el ventall de resultats obtinguts ha estat ampli i divers. A continuació es mostren els resultats separats en apartats, seguint la mateixa lògica que s'utilitza a la secció de metodologia, és a dir, en funció de l'objecte avaluat i de les característiques o qualitats analitzades i/o mesurades, i es reflexiona sobre el perquè d'aquests.

8.1. Característiques de la mescla de terres i de l'esmena utilitzada

La mescla de terres (Annex C: Taula 1) formen un medi força pedregós (57% < 2mm), de textura franca, amb una densitat aparent d'1,5 Mg m⁻³, és a dir, força alta. El contingut de carbonats és relativament alt (19%), el que li confereix un caràcter moderadament bàsic. Malgrat tractar-se d'un sòl de decapatge (terra vegetal) que era cobert de vegetació, el contingut de matèria orgànica i nutrients és molt baix, segurament a causa que ha estat mesclat amb terra de rebaix del mateix talús. Per contra, el contingut de magnesi és elevat i curiosament superior al de calci. Les concentracions dels principals metalls pesants són baixes, així com la conductivitat elèctrica, de manera que les condicions són adequades per l'aplicació d'una esmena amb digest obtinguda a partir de la matèria orgànica de la FR (si el contingut de metalls pesants i la conductivitat elèctrica fossin elevats, l'aplicació d'un digest podria incrementar-les i agreujar la degradació del medi). També és important reportar la presència d'impropis tals com plàstics, formigó, fragments de ferro o restes d'asfalt (Fig. 10).



Figura 10. Presència d'impropis (tub de plàstic) a la mescla terres disponibles pera la preparació del tecnosòl.

El baix contingut en matèria orgànica i nutrients de les terres disponibles fan recomanable l'aplicació d'una esmena orgànica. Els dos digestos utilitzats (M i E3) per a la preparació del tecnosòl presenten els requeriments bàsics per a ser utilitzats com a esmena orgànica.

El digest M (Annex C: Taula 2) té un contingut de matèria orgànica i un grau d'estabilitat per sobre del 40%. L'elevat grau d'estabilitat fa que el contingut de nitrogen amoniacal sigui relativament baix, el que comporta que el risc d'inhibició de la germinació sigui igualment petit. La humitat del material és relativament baixa i permet una fàcil manipulació i addició al sòl mitjançant la maquinària disponible (pala giratòria). El grau d'higienització és òptim, i el contingut de metalls pesants se situa dins del rang fixat per compost de classe B (aplicable a sòls agrícoles), el que permet una aplicació al sòl amb garanties. L'única limitació que presenta el digest M és el contingut relativament elevat de fragments de plàstic amb diàmetre inferior a 2 mm, però, així i tot, la seva proporció (al voltant del 0,5%) encara és acceptable per a la seva aplicació.

El digest E3 (Annex C: Taula 3) presenta també un contingut de matèria orgànica i una estabilitat adequats. Tot i això, l'estabilitat és menor que la del digest M, quelcom que s'observa també en el major contingut de nitrogen amoniacal, carboni soluble i activitat

respiratòria, però malgrat tot, no s'ha observat una inhibició de la germinació rellevant. La humitat del material és major que la del digest M, el que en dificulta la incorporació al sòl. El grau d'higienització és acceptable i les concentracions de metalls pesants són relativament baixes, similars a les del M, i aptes per a la seva aplicació al sòl (corresponents a les d'un compost de classe B, d'acord amb el *Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes*). Pel que fa al contingut d'impureses, aquest és major que la del digest M, però la proporció de plàstics inferior a 2 mm de diàmetre és menor (inferior al 0,5%). La Taula 6 permet comparar els resultats analítics dels dos digestos utilitzats.

Taula 6. Comparació dels resultats dels resultats analítics dels digestos E3 i M. Consultar Annex C: Taula 2-3.

	E3	M
MATÈRIA SECA 105°C % s.m.f.	29,84	33,31
pH (ext. 1:5 H2O) UpH	8,49	8,78
COND.ELEC.A 25°C (ext. 1:5) dS/m	4,14	3,14
DENSITAT APARENT kg/m3	679,00	638,00
MATÈRIA ORGÀNICA % s.m.s.	63,90	50,70
GRAU D'ESTABILITAT % s.m.s.	48,20	58,10
M.O. RESISTENT % s.m.s.	30,80	29,40
C. ORG.OX. (Springer-Klee) % s.m.s	31,80	31,40
CARBONI ORG. SOLUBLE % s.m.s.	1,38	0,36
ACTIVITAT RESPIRATORIA mg O2 /g m.s	54,08	34,06
N KJELDAHL mostra fresca (N) % s.m.s.	3,53	2,36
N AMONIACAL mostra fresca (N) % s.m.s.	0,27	0,17
NITROGEN (No hidrolitzable) % s.m.s.	0,88	0,81
RELAC. CARBONI/NITROGEN	9,05	11,58
NÍQUEL (Ni) (ext. àcid) mg/kg s.m.s.	22,90	40,10
MERCURI (Hg) (ext. àcid) mg/kg s.m.s.	1,10	0,71
COURE (Cu) (ext. àcid) mg/kg s.m.s.	85,50	116,90
CADMI (Cd) (ext. àcid) mg/kg s.m.s.	1,57	0,93
CROM (Cr) (ext. àcid) mg/kg s.m.s.	32,80	97,70
PLOM (Pb) (ext. àcid) mg/kg s.m.s.	46,90	46,20
ZINC (Zn) (ext. àcid) mg/kg s.m.s.	299,30	299,60
SALMONELLA P/A 25g	0,00	0,00
E.COLI u.f.c./g	120,00	0,00
GERMINACIÓ %	89,00	89,00
METALLS > 2mm % s.m.s.	0,64	0,00
PEDRES,GRAVES > 5mm % s.m.s.	0,00	0,00
PLASTICS > 2mm % s.m.s.	0,41	0,56
VIDRES > 2mm % s.m.s.	0,00	0,00
ME+VI+PLA > 2mm % s.m.s.	1,05	0,56

8.2 Característiques de les argiles

Els difractograms de les mostres "B", "R" i "V" (Annex K: Servei de Difracció de Raigs X: Fig. 1-3) orientades són similars des del punt de vista qualitatiu, les fases cristal·lines majoritàries presents en elles són les mateixes però en proporcions diferents (Annex K: Servei de Raigs X: Fig. 4). En tots tres casos els minerals que s'han identificat són els dels grups de la il·lita, la caolinita i la montmoril·lonita (esmeclita). Per aprofundir en l'anàlisi de les mostres consultar el informe "*Análisis, por difracción de rayos X de polvo, de muestras de arcilla procedents del talud situado en el pK 22+650 de la autopista C-16 en el municipio de Terrassa*" de l'Annex K: Servei de Difracció de Raigs X.

En cap cas es tracta de minerals poc freqüents, sinó tot el contrari, tots tres són grups de minerals comuns als sòls, sobretot el grup de la il·lita. El que sí pot cridar l'atenció, és el fet de trobar montmoril·lonites i il·lites juntament amb caolinites, ja que les condicions de formació de les dues primeres (ambients normalment bàsics amb adequat abastiment d'ions alcalinoterris (Ca i Mg) o Fe, drenatge limitat i pendent suau) són contràries a les necessàries per la gènesi de les segones (ambients acidificats amb excés de protons, bon drenatge i pendent pronunciat) (Besoain, 1985).

Tot i que els tres grups formen part dels tradicionalment anomenats minerals de l'argila, les seves propietats fisicoquímiques són lleugerament diferents, i per tant la seva influència sobre el medi també ho és.

Les partícules dels minerals del grup de la montmoril·lonita són de mida molt petita (100 a 200 Å). A causa de les substitucions isomòrfiques tenen un excés de càrrega negativa que es veu compensat per la incorporació de cations interlaminars; aquest fet és el responsable de l'elevada capacitat d'intercanvi catiònic de les montmoril·lonites (60-100 cmol_c/kg). D'altra banda, els cations interlaminars poden presentar diferents graus de solvatació (estan rodejats per molècules d'aigua), així que quan són adsorbits entre les capes unitàries que formen les partícules minerals, originen un increment de l'espaiat interlaminar que varia en funció del radi de solvatació del catió incorporat (l'increment de l'espaiat interlaminar és el causant de l'expansivitat de les esmeclites): el Mg i el Ca tenen un grau d'hidratació inferior al del Na, pel que mentre que els dos primers poden comportar expansions de 10 a 20 Å de l'espaiat basal, el segon pot originar increments de l'espai interlaminars de fins a 160 Å. Es poden formar en sòls i medis sedimentaris rics en Ca i Mg.

Les partícules de la il·lita, de mida d'1 a 2 μ, també tenen un excés de càrrega negativa, però aquest és compensat per la presència interlaminar de K⁺. El K⁺ és molt poc intercanviable, per tant, en el cas de les il·lites la capacitat d'adsorció de cations del sòl està dominada per la superfície externa; això explica la moderada/baixa capacitat d'intercanvi catiònic d'aquestes argiles (20-40 cmol_c/kg). Acostumen a procedir de la microfragmentació de les miques.

Les caolinites estan formades per partícules de més o menys 1μ, no poden incorporar cations entre l'espaiat basal i no tenen propietats expansives, ja que les capes unitàries estan unides mitjançant forts enllaços de ponts d'hidrogen. Per tant, la capacitat d'intercanvi catiònic de les caolinites és la més baixa de la dels tres casos exposats (3-15 cmol_c/kg), donat que està restringida a la superfície externa i es veu molt influïda pel pH del sòl. La seva presència en

medis sedimentaris pot indicar l'herència de partícules que eren a sòls de la conca formats en condicions prèvies tropicals.

Els resultats obtinguts a partir de la difracció de raigs X són molt significatius, perquè la presència de montmoril·lonita i la seva capacitat expansiva poden explicar la susceptibilitat dels materials del talús a patir inestabilitats importants quan hi ha presència d'aigua: els fluxos d'argila que es descriuen en l'informe realitzat per EPSA el març de 2009, "Avance sobre las condiciones de estabilidad i tratamiento para el deslizamiento de un desmonte de la carretera C-16 de la salida 22 en Terrassa", per a la Direcció General d'Infraestructures de Mobilitat Terrestre de la Generalitat de Catalunya (DGIMT), en són un exemple. En el talús no s'observen fenòmens de "piping", i en cap dels informes realitzats per la DGIMT es parla de l'existència d'argiles dispersives, de manera que tot i que no s'ha fet cap anàlisi químic, és suposable que en els nivells argilosos dels dipòsits al·luvials en els quals s'emplaça el talús no hi ha excés de sodi. D'aquesta realitat es pot extreure que la montmoril·lonita segurament no està saturada amb sodi, i per tant no experimentarà els nivells màxims d'expansió (160 Å) que podrien succeir-se en el cas contrari. Pel contrari, les anàlisis de sòls indiquen una abundància de Mg en aquest medi, el que segurament ha facilitat la formació de montmoril·lonita.

Des del punt de vista edàfic, l'existència de montmoril·lonita al sòl és més aviat positiva, perquè al tractar-se d'una argila amb una activitat i una capacitat d'intercanvi catiònic molt elevades (60-100 cmol_c/kg en comparació als 20-40 i 3-15 cmol_c/kg respectivament que tenen la il·lita i la caolinita), pot tenir un paper molt important en la retenció de nutrients i en l'estabilització de la matèria orgànica del sòl (estabilització a partir de la complexació amb les molècules d'humus del sòl). A més, la seva capacitat expansiva pot causar l'aparició d'esquerdes de dessecació que facilitin la infiltració temporal de l'aigua en el sòl i la formació d'agregats, si bé un excés pot ser perjudicial com ocorre als Vertisòls. La il·lita i la caolinita també actuaran com a fracció activa del sòl, però la seva contribució, al menys des del punt de vista qualitatiu, serà molt inferior a la de la montmoril·lonita.

8.3 Característiques de les aigües subterrànies

Tal com s'ha indicat a l'apartat 6.3 de la secció de metodologia, a cada un dels mostreigs es disposa de tres mostres compostes a partir de l'agrupació dels diferents pous en alíquotes (Fig. 4 i Taula 2).

Mostreig preliminar

El mostreig preliminar es realitza el 21 de desembre de 2017. En el moment de realitzar el mostreig els pous 3, 4 i 5 estan aterrats i el pou 12 es troba sec, de manera que no s'inclou al mostreig. Tampoc s'inclou el pou 9 per tal de detectar amb més claredat possibles afectacions diferencials entre la mostra A2 i l'A3.

Els resultats analítics obtinguts en el mostreig preliminar (Annex D: Taula 2) indiquen que les mostres A2 i A3 presenten concentracions de nitrats relativament elevades, les quals és possible que siguin causades per la influència d'alguna activitat antròpica. No obstant això, l'absència d'*E. coli* permet descartar la contaminació per aigües fecals. Els valors de DBO i DQO són baixos en totes les mostres, igual que les concentracions de sulfats, clorurs, fluorurs i metalls. En general s'observa una major concentració de sulfurs, clorurs, magnesi i altres

elements solubles a les mostres A2 i A3. Malgrat que s'adverteix un increment significatiu de la conductivitat elèctrica entre la mostra A1 i les altres dues, aquesta no sobrepassa 1 dS/m en cap d'elles.

Primer mostreig

El primer mostreig d'aigües després de l'aplicació del digest es va dur a terme el 20 de febrer de 2018. Els pous 3, 4 i 5 s'han restaurat i ja no estan aterrats, de manera que contenen aigua al seu interior. A més, la columna d'aigua dels pous és, en general, més alta que la del mostreig preliminar —el nivell piezomètric té un mínim de -10 m (pou 1) i un màxim de -1,9 m (pou 5)— amb l'excepció del pou 12, que continua sec amb llot a una profunditat de -4m (Fig. 11). Val la pena esmentar que per la canonada d'evacuació del sistema de drenatge no surt aigua, el que indica que aquest no funciona correctament. Això és un problema per l'estabilitat del talús, la qual es veu compromesa quan els nivells d'argiles del substrat se saturen (EPSA, 2009).

Els resultats analítics (Annex D: Taula 2) mostren que, tot i que hi ha hagut un increment en el fòsfor i la DQO a la mostra A3, en termes generals s'ha produït una dilució respecte al mostreig preliminar, segurament a causa de les pluges succeïdes durant els mesos de gener i febrer. Aquesta mostra correspon als pous 10 i 11, situats a prop de la zona d'abassegament i mesclades, de manera que podria semblar hi ha hagut una aportació de fòsfor a les aigües subterrànies procedents del digest que ha restat a la zona en qüestió, però la impermeabilitat que caracteritza les litologies subjacents al tecnosòl i el sistema de recàrrega de les aigües subterrànies de la zona de l'emplaçament del talús (Direcció General de Carreteres, 2010; EPSA, 2009; LGAI Technological Center S.A, 2003), fa que aquesta opció no es pugui confirmar amb prou certesa (seria necessari fer un estudi més acurat per a obtenir conclusions més definitives).

Segon mostreig

El 23 febrer de 2018 es procedeix a desembussar la canonada que connecta els pous 11 i 12, de manera que al segon mostreig d'aigües després de l'aplicació de digest, que es realitza l'1 de juny de 2018, ja s'observa aigua al pou 12. Tot i això, malgrat les fortes pluges produïdes durant la primavera, a excepció dels pous 1 i 2, tots els piezòmetres presenten un nivell d'aigua inferior al del mostreig dut a terme al febrer (Fig. 11).

Els resultats analítics (Annex D: Taula 2) indiquen que s'ha produït una disminució general del fòsfor i la DQO, i hi ha hagut un increment de la conductivitat elèctrica i del contingut de clorurs i nitrats, especialment a les mostres A2 i A3. Aquest increment podria ser causat per l'aportació d'elements solubles procedents de la mineralització de la matèria orgànica més làbil del digest, però tal i com s'ha explicat anteriorment, la litologia subjacent al tecnosòl i el sistema de recàrrega de les aigües subterrànies —es tracta d'aqüífers confinats i semiconfinats— (Direcció General de Carreteres, 2010; EPSA, 2009; LGAI Technological Center S.A, 2003) posen en dubte aquesta opció, i fan que sigui necessari un estudi més profund per extreure conclusions definitives.

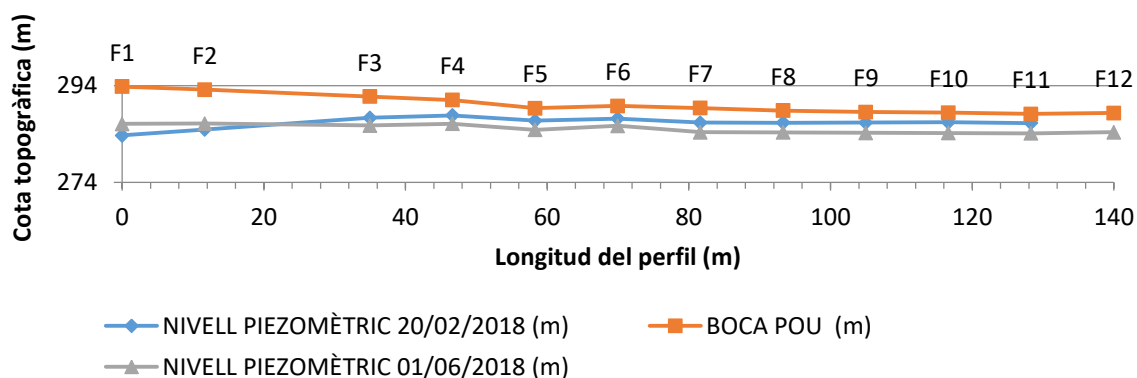


Figura 11. Perfil del nivell piezomètric dels pous calculat prenent com a referència el nivell d'aigua mesurat des de la tapa del pou. Les cotes dels pous d'acord amb la cartografia del projecte constructiu. La cota dels pous 3, 4 i 5 ha estat rebaixada després de les obres d'estabilització del mur d'escullera.

8.4 Efecte de l'esmena aplicada sobre les propietats del tecnosòl

8.4.1 Efecte sobre el contingut de matèria orgànica i nutrients del sòl

Primer mostreig de sòl

El primer mostreig després de l'aplicació del digest es duu a terme el 20 de febrer de 2018. L'anàlisi de les mostres compostes indica que als sòls E3 i M, els tecnosòls esmenats amb digest, s'ha produït un augment en el contingut de matèria orgànica i nutrients (Taula 7). L'increment s'observa sobretot en el contingut de nitrogen (en especial l'amoniacal) i fòsfor, el qual al sòl tractat amb digest M és set vegades superior al dels controls. El contingut de carboni orgànic, en canvi, s'incrementa només lleugerament, segurament a causa de la formació de grumolls de digest durant el procés de mescla, la qual comporta que la matèria orgànica aportada, continguda a la matriu pastosa del digest, no s'hagi incorporat encara a la fracció fina del sòl.

Taula 7. Contingut en C orgànic, N amoniacal, N nítric i P Olsen a les mostres de sòl obtingudes durant el primer mostreig després de l'aplicació del digest. Laboratori: SORIGUE ACSA.

Codi	CARBONI ORGÀNIC (C) % s.m.s.	NITROGEN AMONIACAL (N-NH ₄) mg/kg s.m.s.	NITROGEN-NITRIC (N-NO ₃) mg/kg s.m.s.	NITROGEN (N) (Kjeldahl) % s.m.s.	FOSFOR (P) (Olsen) mg/kg s.m.s.
C1	0,99	1,9	1,4	0,049	4,3
C2	1,07	3,7	2,5	0,059	2,7
C3	1,04	3,2	2,3	0,0488	3,4
E31	1,14	40,9	2,9	0,0774	10,7
E32	1,16	46,3	2,1	0,0794	11,8
E33	1,18	41,8	2,9	0,0773	11,7
M1	1,15	14,2	5,7	0,0764	23,7
M2	1,14	13,8	4,8	0,0814	19,3
M3	1,05	12,1	4,8	0,0865	19,8

Segon mostreig de sòl

El segon mostreig de sòl es realitza quatre mesos després de l'aplicació del digest, l'1 de juny de 2018. Els resultats analítics (Taula 8) mostren que tant el contingut de carboni orgànic com el de nitrogen total han disminuït notablement a totes les parcel·les, a diferència del fòsfor que es manté força estable, a causa de la seva baixa mobilitat als sòls carbonatats. La disminució del contingut de carboni pot ser causada per la mineralització del carboni més làbil, mentre que la del nitrogen total segurament és el resultat del rentat del sòl i l'extracció per part de la vegetació. D'altra banda, a la parcel·la E3 s'ha produït un augment de la concentració de nitrogen nítric i una disminució de l'amoniacal, conseqüència del procés de nitrificació.

Taula 8. Contingut en C orgànic, N amoniacal, N nítric i P Olsen a les msotres del sòl obtingudes durant el segon mostreig després de l'aplicació del digest. Laboratori: SORIGUE ACSA.

Codi	CARBONI ORGÀNIC (C) % s.m.s.	NITROGEN AMONIACAL (N-NH4) mg/kg s.m.s.	NITROGEN-NITRIC (N-NO3) mg/kg s.m.s.	NITROGEN (N) (Kjeldahl) % s.m.s.	FOSFOR (P) (Olsen) mg/kg s.m.s.
C1	0,43	3,5	1,7	0,0478	4,7
C2	0,43	3,6	1,6	0,0487	3,3
C3	0,39	3	2,5	0,0456	2,2
E31	0,62	5,4	30,3	0,0649	10,2
E32	0,77	7,7	39,9	0,0842	14,7
E33	0,62	4,7	24,7	0,0669	10,4
M1	0,63	12,6	3,5	0,0651	20,2
M2	0,64	7,7	4,4	0,0661	15,3
M3	0,66	5,4	2,9	0,0631	14,6

8.4.2 Efecte sobre la densitat aparent del sòl

Entre els tractaments, no s'observen diferències significatives a la densitat aparent (Annex E: Resultats de la mesura de la densitat aparent), però sí que s'ha detectat certa tendència a l'esponjament als sòls tractats amb digest, tot i que no es pot considerar rellevant. El fet que no s'hagi produït un canvi estadísticament significatiu en relació a la densitat del sòl pot tenir dos motius: 1) el temps transcorregut des de l'aplicació de l'esmena orgànica no hagi estat suficient perquè els seus components es barregin completament en el sòl, i produeixin els canvis esperats en l'estructura i la porositat d'aquest; o 2) donat que l'efecte del digest sobre les propietats físiques del sòl és directament proporcional a la dosi aplicada, és possible que aquesta no hagi estat prou gran per a produir un efecte tangible. .

8.4.3 Efecte sobre la capacitat d'infiltració del sòl

Els resultats obtinguts no són concloents, ja que presenten una dispersió important (Annex F: Taula 1-4), tant a les proves de laboratori (de 0 fins a 400 mm/h) com a les de camp (160 fins a 360 mm/h), i les diferències no es poden relacionar amb els tractaments aplicats. En tot cas, s'observa una capacitat d'infiltració molt limitada i pràcticament nul·la, amb excepció dels casos en els quals existeixen o es generen vies d'infiltració preferents (ex: esquerdes de dessecació o irregularitats produïdes per la presència d'algun element gros).

8.4.4 Efecte sobre la resistència dels agregats del sòl

Igual que en el cas de les mesures d'infiltració, no s'observen diferències significatives entre els tractaments (Annex G: Taula 1-5). Segurament, igual que en el cas de la variació de la densitat aparent, a causa que la dosi aplicada no és prou elevada (ja s'ha explicat que l'efecte sobre les propietats físiques del sòl és molt dependent de la quantitat d'esmena aplicada). A Diaz *et al* (1994), per exemple, es duen a terme experiments amb diferents dosis de residus biodegradables orgànics urbans, entre les quals la més baixa és de 65 Mg ha⁻¹. La diferència entre l'estabilitat o la resistència dels agregats del control i la del sòl esmenat resulta ser molt poc importants, de manera que tenint en compte que la dosi aplicada en el present estudi és només de 50 Mg ha⁻¹, no es d'estranyar que no s'observin variacions significatives entre els tractaments amb digest i els controls.

D'altra banda, també es possible que no s'observin variacions entre els tractaments a causa que encara no ha passat prou temps des de l'aplicació dels digestos com per a que s'adverteixin canvis, o que les condicions de l'assaig hagin estat massa extremes i que per tant, inevitablement conduïxin al mateix resultat per a tots els tractaments assajats.

8.4.5 Efecte sobre l'erosionabilitat del sòl

Primera tanda d'assaigs pluviomètrics

Es realitza una primera tanda d'assajos pluviomètrics el 25 de maig de 2018 (un per cada tractament) quan el creixement de la vegetació ja està estabilitzat. A diferència de la parcel·la control, a la que es comença a generar escorrentiu transcorregut 1,33 minuts, i s'incrementa el coeficient de l'escorrentiu amb el temps, a les parcel·les tractades amb digest, a causa de l'abundant vegetació (Fig. 9), fins i tot després de 6 minuts de pluja intensa no s'arriba a generar escorrentiu. En relació a la parcel·la control, cal esmentar que malgrat que el coeficient d'escorrentiu augmenta amb el temps, el contingut total de sediments transportats s'estabilitza un cop passats 4 minuts de l'inici de la generació de l'escorrentiu (Fig.13). Les diferents fraccions granulomètriques, però, segueixen tendències molt diverses: mentre que l'erosió de sorres fines s'incrementa de manera important passats 4 minuts, el transport de sorres grosses i llims+argiles disminueix amb temps (Fig. 13).

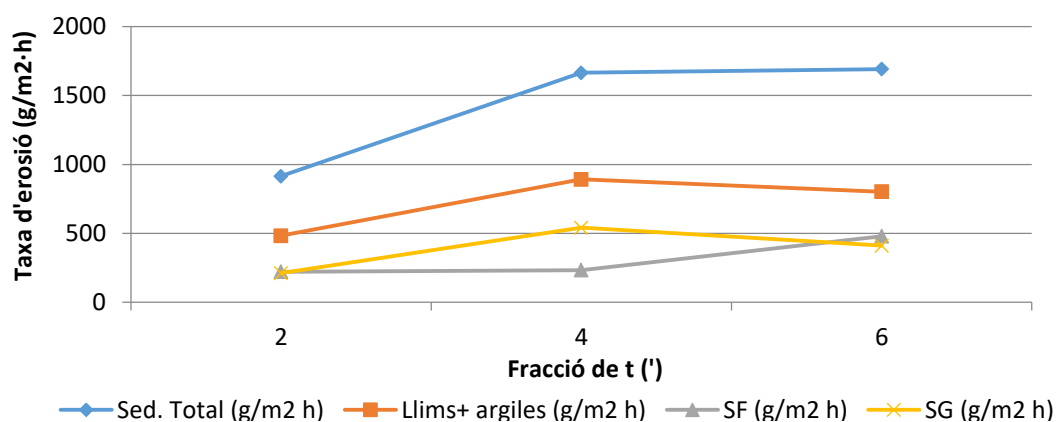


Figura 13. Taxes d'erosió en funció del temps a la parcel·la control obtingudes durant el primer assaig pluviomètric. Consultar Annex F.

Segona tanda d'assajos pluviomètrics

Per tal de poder mesurar l'efecte dels agregats generats a causa de l'aplicació del digest, així com el de les arrels de la vegetació herbàcia desenvolupada, sobre l'erosionabilitat del sòl, es repeteixen les simulacions de pluja, després d'haver segat i retirar la cobertura herbàcia dels punts assajats. Aquesta forma de procedir permet fer desaparèixer l'efecte protector directe de la part aèria de la vegetació, de manera que es pot avaluar la resistència a l'erosió causada per l'aparell reticular i l'estabilitat dels agregats.

En aquesta segona tanda d'assajos es genera escorrentiu per a tots els tractaments, amb un temps de generació molt similar en tots (Annex H: Fig. 2-4), però la taxa d'erosió i el coeficient d'escorrentiu dels tractaments amb digest són inferiors als del control (Fig. 14). Transcorreguts 4 minuts des de l'inici de la generació de l'escorrentiu s'observa una estabilització de les taxes d'erosió.

Tot i que seria necessari fer més repeticions de l'assaig per a concloure que els resultats són estadísticament representatius, els resultats obtinguts apunten cap a una direcció molt positiva, doncs tot sembla indicar que l'aplicació del digest, més enllà de l'efecte indirecte derivat del creixement de la part aèria de coberta vegetal, provoca una disminució de l'erosionabilitat del sòl nu. El fet que no hagin aparegut contrastos entre els tractaments durant l'assaig de resistència dels agregats podria significar que les diferències observades durant l'assaig pluviomètric són causades més per les arrels de la vegetació que per l'efecte directe del digest, però per poder fer aquesta afirmació amb seguretat és necessari aprofundir més en l'estudi del fenomen.

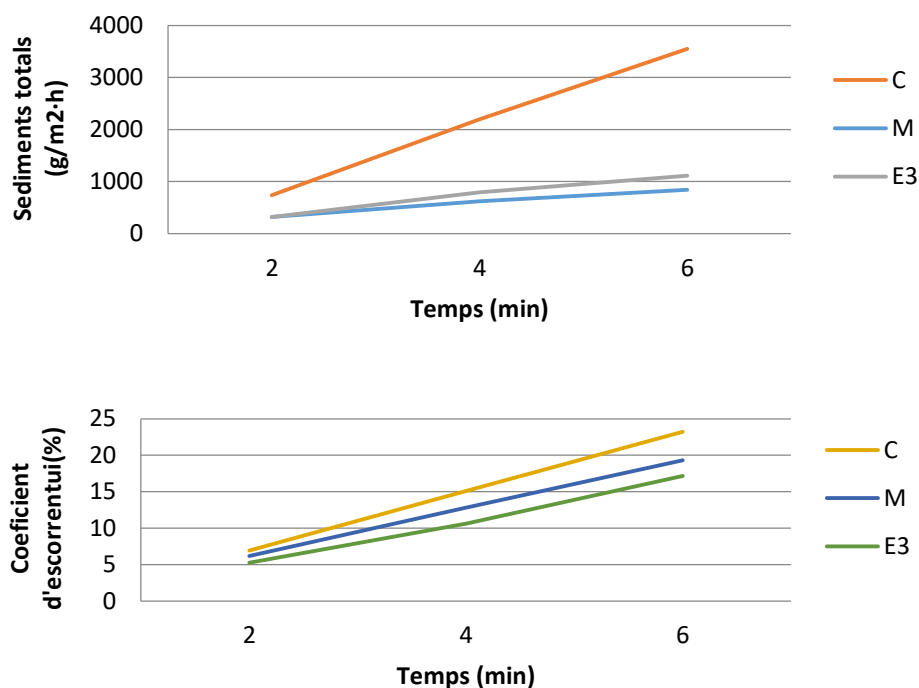


Figura 14. Taxa d'erosió (sobre) i coeficients d'escorrentiu (sota), en funció del temps, obtinguts durant la segona tanda d'assajos pluviomètrics, per a cada un dels tractaments. Consultar Annex F.

8.4.6 Efecte sobre el desenvolupament de la cobertura vegetal

8.4.6.1 Efecte sobre el recobriment i la biomassa vegetal

Efecte sobre el recobriment herbaci

A finals del mes de març de 2018, aproximadament un mes després de les sèmres i coincidint amb l'entrada de la primavera, es comença a advertir una germinació incipient de les espècies sembrades. Durant la visita realitzada el 5 d'abril de 2018 s'observa la germinació principalment de gramínies, especialment a les parcel·les tractades amb digest, amb un recobriment proper al 30% a la parcel·la tractada amb digest E3, un 10% a la tractada amb digest M, i menys d'un 5% als control (Fig. 15).



Figura 15. Detall del recobriment a les parcel·les tractades amb digest E3 (a), M (b) i control (C). Data: 5 d'abril de 2018. Indicar les lletres a les imatges.

A mesura que passen les setmanes les diferències entre les parcel·les tractades amb digest i els controls es van accentuant: a la visita duta a terme el 12 d'abril de 2018 (Fig.16), el recobriment de les herbàcies sembrades és d'aproximadament el 50-60% a les parcel·les tractades amb digest i no arriba al 10% als controls. A la visita realitzada el 19 d'abril de 2018 el recobriment a les parcel·les tractades amb digest ja és del 70-80%, mentre que els controls es mantenen pràcticament igual. Tot i que les diferències entre les parcel·les M i E3 són menys evidents, s'observa un recobriment lleugerament major a l'E3.

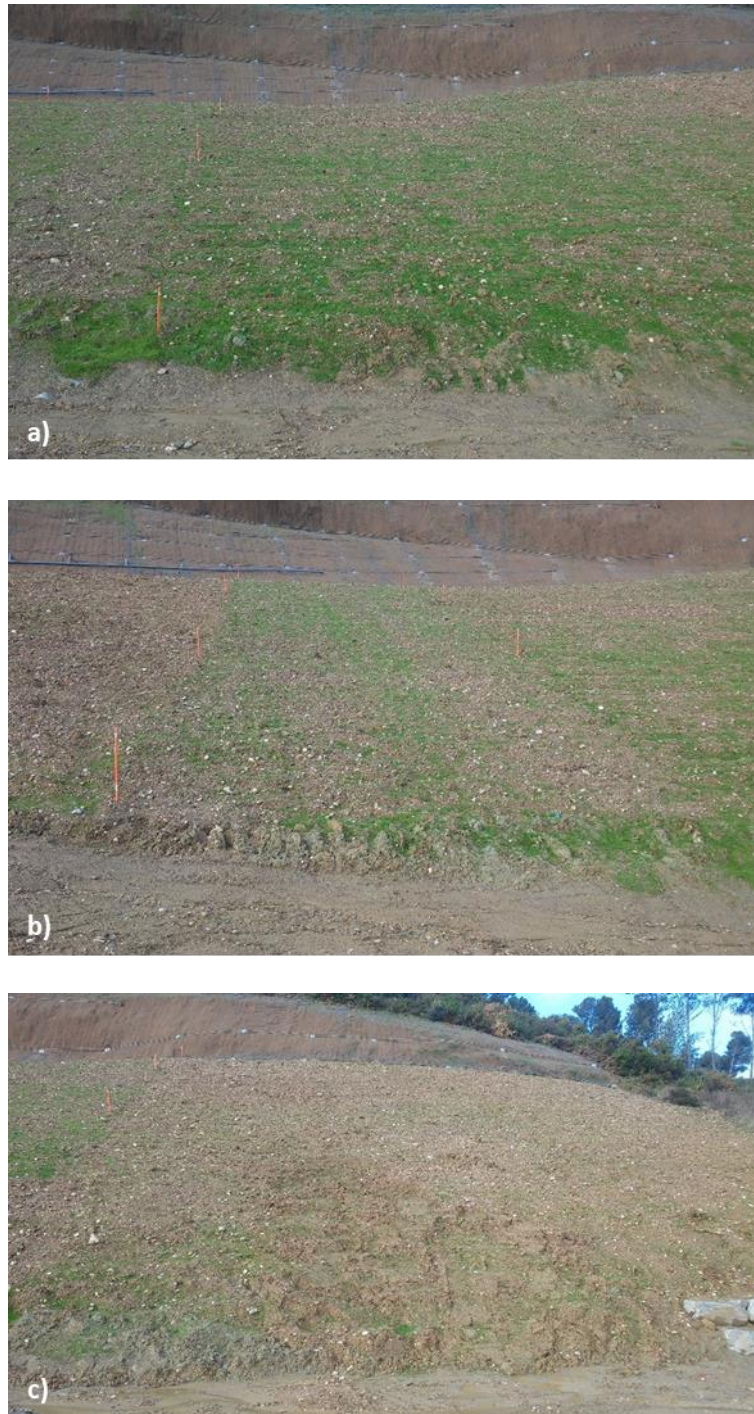


Figura 16. Detall del recobriment a les parcel·les tractades amb digest E3 (a) i M (b) i del control C1(c).
Data: 12 d'abril de 2018.

Durant la visita del 19 d'abril de 2018 es destaca la presència d'unes clapes sense vegetació a les parcel·les tractades amb digest, especialment a l'E3. Aquestes clapes podrien ser causades per l'entrada de senglars a les parcel·les, just després de la realització de les sèmbrs, que haurien remogut el sòl i colgat les llavors, les quals finalment no han germinat. A les proximitats de les clapes també s'adverteixen femtes de conill i terreny remogut per algun animal (Fig.17).



Figura 17. Detall de les clapes sense vegetació a la parcel·la E3 (a) i els indicis de la presència de conills la mateixa parcel·la: terreny remogut (b) i femtes (c). Data: 19 d'abril de 2018.

El 10 de maig es fa una nova visita en la qual ja no s'identifiquen les clapes, i es verifica un recobriment total amb abundant vegetació herbàcia als tractaments, així com un recobriment proper al 30% als controls (Fig. 18). La vegetació dels tractaments és molt més desenvolupada (especialment a l'E3) que als controls, la qual té un port de menys de 10 cm.



Figura 18. Aspecte general del talús (a), i diferència entre el tractament amb digest E3, en el qual s'observen herbàcies vigoroses i de port alt, i el control, en el qual el recobriment és proper al 30% i la vegetació és menys desenvolupada (b). Data: 10 de maig de 2018.

A la visita efectuada a principis de juny es comprova que la vegetació ha evolucionat poc respecte a la realitzada el mes de maig, i les diferències entre tractaments continuen sent evidents (Fig.19). A la parcel·la E3 s'observa un efecte d'ajagut de les herbàcies, causat per l'abundant desenvolupament de la vegetació, així com una coloració verd-blavosa a les fulles de les herbàcies, que indica una alta concentració de clorofil·les.

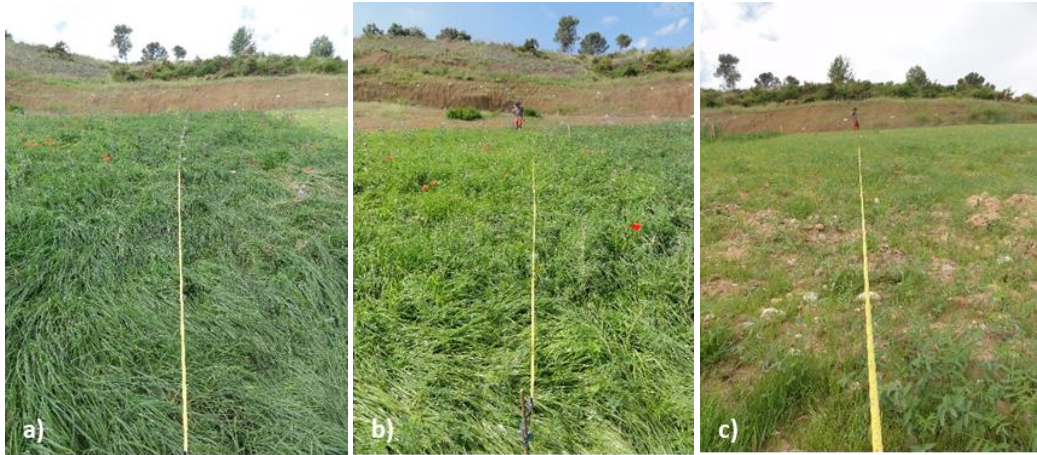


Figura 19. Transsectes per a la mesura del recobriment a les parcel·les E3 (a), M (b) i control (c). A la parcel·la E3 es pot observar l'efecte d'ajagut de les gramínies. Data: 1 de juny de 2018. Data: 1 de juny de 2018.

Del conjunt de visites realitzades per a controlar l'evolució de la coberta herbàcia, es pot concloure que, en el cas de les parcel·les tractades amb digest, durant el mes d'abril i principis del mes de maig hi ha un desenvolupament gradual i continuat del recobriment, el qual s'estabilitza durant la segona setmana de maig, quan la vegetació ja ocupa tota la superfície de les parcel·les. Pel que fa als controls, el recobriment mai arriba a superar el 30% i l'evolució no és tan gradual (entre mitjans d'abril i principis de maig es produeix un augment de la coberta força sobtat) (Fig.20).

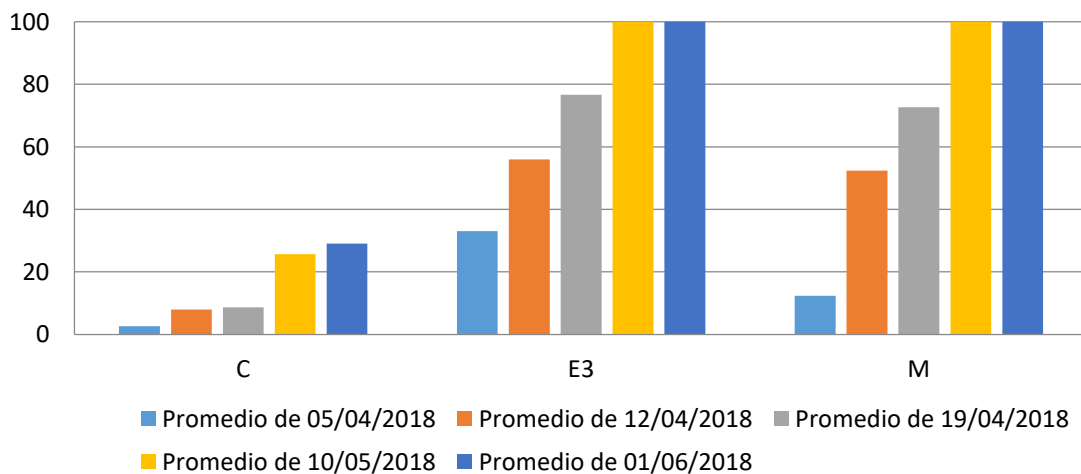


Figura 20. Evolució del recobriment herbaci (% superfície coberta) a les parcel·les durant els mesos d'abril i maig. Consultar l'Annex J: Taula 1.

El 2 d'octubre de 2018, un cop transcorregut l'estiu, s'efectua una última visita de seguiment de la vegetació, en la qual es verifica que les diferències entre les parcel·les tractades amb digest i el control segueixen sent evidents. Tot i que el recobriment a les parcel·les control ha augmentat i se situa al voltant del 50%, aquest no iguala el de les parcel·les tractades, on continua sent del 100% (Fig. 21).



Figura 21. Recobriment herbaci a les parcel·la control C2 (a), E3 (b) i M (c). Data: 2 d'octubre de 2018.

Efecte sobre la biomassa vegetal

Els resultats del mostreig de biomassa vegetal, realitzat l' 1 juny de 2018, proven que aquesta es força superior en els tractaments amb digest que en els controls (Fig. 22). No s'observen diferències significatives entre els tractaments amb digest.

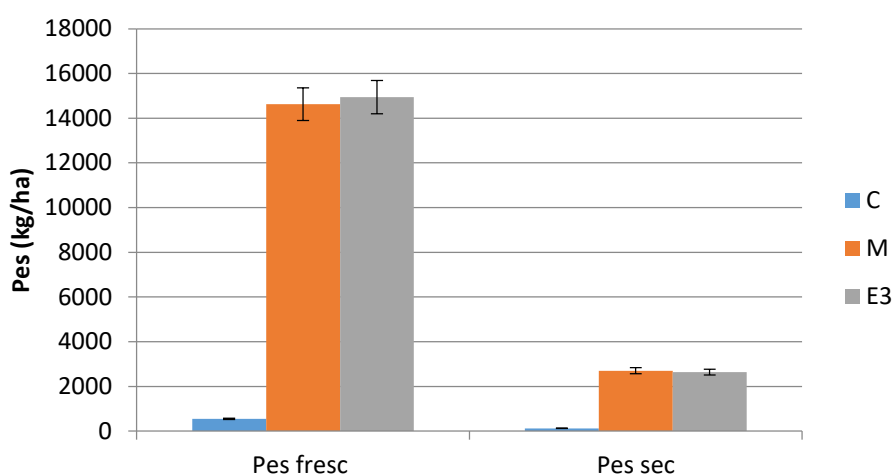


Figura 22. Pes mitjà (en kg/ha) de les mostres de biomassa herbàcia recollides a les parcel·les control (C) i les tractades amb digest (M) i (E3). Les barres indiquen l'error estàndard ($\alpha=0.05$). Consultar l'Annex I: Taula 2.

8.4.6.2 Efecte sobre la riquesa florística

Les diferències entre tractaments no només s'observen en relació al recobriment i la biomassa herbàcia, sinó que també s'adverteixen en la composició i la riquesa florística de les parcel·les. En termes general existeix força diversitat florística (Annex J: Taula 1), amb un total de 50 espècies representades, la majoria de les quals corresponen a gramínies i lleguminoses, tot i que també s'identifiquen alguns taxons arbustius com el llentiscle o la rogeta.

Pel que fa a la composició i la dominància de les espècies herbàcies, s'observen diferències importants entre els tractaments.

Durant el primer inventari, realitzat el 25 de juny de 2018, s'adverteix que, mentre que a les parcel·les control s'aprecia una proporció major de lleguminoses (especialment d'alfals) respecte als altres taxons, a les tractades són clarament les gramínies les que predominen, amb el dàctil com a màxim representant. D'altra banda, tant a les parcel·les control com a les esmenades amb digest s'observa l'entrada espontània d'espècies herbàcies.

Les diferències entre tractaments s'accentuen amb el pas de la primavera, i a principis de juliol es verifica la preponderància de la trepadella i l'alfals a les parcel·les control, a diferència de les esmenades, a les quals és el margall el que predomina. No obstant això, al tractament M l'alfals es troba en una proporció important i el card, a causa del seu port elevat, destaca molt.

A la visita efectuada el 2 d'octubre de 2018, a principis de tardor, es manté el patró observat al començament de l'estiu; si bé la presència *Dytrichia viscosa* (*Inula viscosa*) és més evident a causa del seu floriment, i a les parcel·les traçades amb digest s'identifica reclutament de *Dytrichia sp.*, sobretot a les zones remogudes pels senglars, la freqüent presència dels quals ha acabat originats un pas, sense danys remarcables, a la meitat del talús (Fig. 22).



Figura 22. Pas de senglars situat a la meitat del talús. Data: 2 d'octubre de 2018.

8.5 Efecte sobre l'estabilitat i processos erosius del talús

8.5.2 Efectes sobre l'estabilitat del talús

Els dies 2 i 8 de febrer de 2018 es realitzen dues visites a l'obra amb la finalitat d'avaluar els efectes de les abundants pluges, amb més de 100 mm acumulats i una intensitat màxima de 15mm/hora (dades de l'observatori del Parc Agrari de Sabadell), ocorregudes el 26 de gener, i entre el 4 i el 6 de febrer. El 2 de febrer, tot i que el grau de saturació d'aigua del sòl és elevat, no s'adverteixen processos erosius o d'inestabilitat. El 8 de febrer, en canvi, s'identifica una petita esllavissada (sembla un petit moviment rotacional) d'uns 25 m² a la part baixa de la zona control C1. (Fig. 23).



Figura 23. Fotografies de la zona control C1 el dies 2 (a) i el 8 (b) de febrer de 2018. A la imatge inferior s'identifica l'esllavissada induïda per les pluges succeïdes entre els dies 4 i 6 de febrer de 2018.

El 20 de febrer de 2018 es realitza una nova visita. L'esllavissada produïda a la part baixa de la parcel·la C1 es manté igual, però s'identifica un nou moviment de terra de poques dimensions (aprox. 1 m² d'afectació) la part baixa del límit entre la parcel·la C1 i l'E3 (Fig. 24).



Figura 24. Detall de l'esllavissada succeïda a la part inferior del límit entre C1 i E1.

Tots aquests fenòmens d'inestabilitat són causats per la saturació del sòl a conseqüència de les pluges succeïdes.

A les visites posteriors no s'han observat nous fenòmens d'inestabilitat. Podria ser que el desenvolupament de l'espessa coberta herbàcia resultant de l'aplicació del digest, que per una banda evita l'excés de saturació del sòl, i per l'altra té un efecte fixador a causa de les seves arrels, hagi comportat un augment de l'estabilitat del sòl del talús, però el fet que no s'hagin tornat a produir pluges tan intenses com les esmentades, i que l'estabilització del sòl està més relacionada amb la presència d'espècies arbòries i/o arbustives (Sánchez & Osorio, 2017), fa que no es pugui fer una relació clara entre l'augment de l'estabilitat del sòl i l'aplicació del digest.

Pel que fa a la minimització dels principals problemes d'inestabilitat geotècnica del talús, es força clar que l'addició de l'esmena orgànica a la terra vegetal i el consegüent desenvolupament de la vegetació no tindrà cap mena d'influència, perquè els plans d'inestabilitat són massa profunds perquè les arrels hi puguin arribar i tenir el seu efecte fixador (Direcció General de Carreteres, 2010; EPSA, 2009; LGAI Technological Center S.A, 2003).

8.5.3 Efectes sobre els processos erosius del talús

Els mateixos dies en els quals es duu a terme el control *visu* de l'estabilitat del talús, es fa un control dels processos erosius. Durant les visites del 2 i 8 de febrer s'observa l'aflorament de còdols i graves en superfície a causa de l'assentament del sòl i el rentat de les gotes de pluja, però no s'aprecien indicis de processos erosius derivats del flux d'escorrentiu concentrat.



Figura 25. Detall de l'aflorament de la pedregositat superficial causat per les pluges i l'assentament del sòl. Data: 2 de febrer de 2018.

A la visita del 20 de febrer tampoc es detecta l'existència generalitzada de processos erosius a cap de les parcel·les. No obstant això, al límit superior entre C i M s'adverteix la formació incipient d'un xaragall, que sembla causat per una petita acumulació d'aigua a la part superior de la parcel·la (fig. 26).

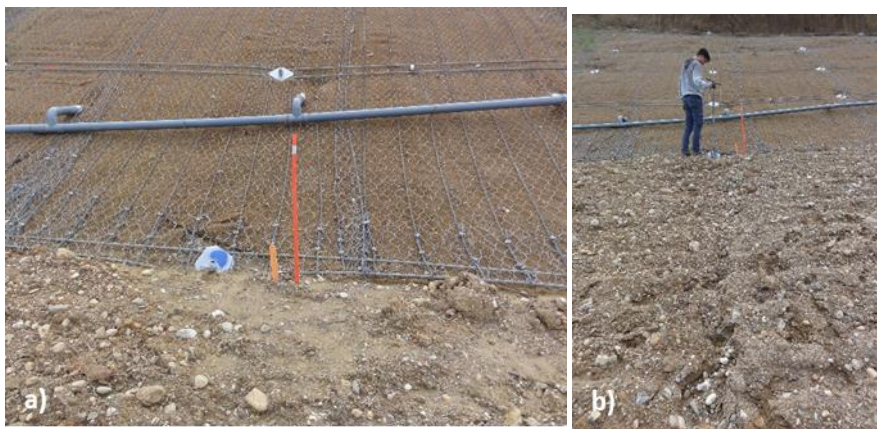


Figura 26. Detall de l'entollament al límit superior entre M i C (a), i del xaragall incipient segurament format a causa d'aquesta acumulació d'aigua i de la seva posterior evacuació concentrada (b). Data 20 de febrer de 2018.

Durant la primavera no es detecten processos erosius rellevants; ni a les parcel·les tractades amb digest ni a als controls. A la visita del 2 de febrer, en canvi, s'observen indicis d'erosió laminar a la parcel·les control. Es tracta de petits pinacles i arrels desplaçades que indiquen una exportació de sòl d'entre 1 i 5 cm, especialment a la C2, situada a la banda dreta del talús, on el pendent és més elevat. L'exportació esmentada implica una pèrdua de sòl d'entre 100 i 600 Mg de l'estesa realitzada el mes de gener (això com polles es calcula, preguntar Vicenç).

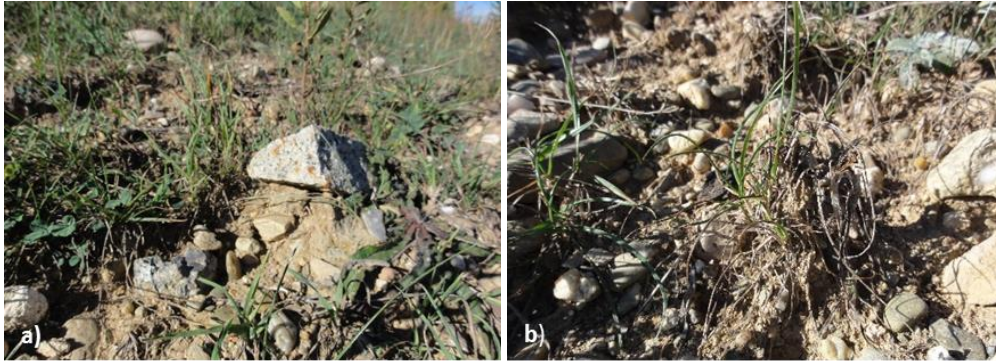


Figura 27. Detall dels petit pinacles d'erosió (a) i de les arrels desplaçades (b) a les parcel·les C1 i C2.
Data: 2 d'octubre de 2018.

En cas de l'erosió si que sembla força clar que l'aplicació del digest, sobretot de forma indirecta, a causa del desenvolupament d'una coberta herbàcia frondosa, té un efecte significatiu sobre la disminució de l'erosió del sòl. La coberta herbàcia d'una banda protegeix el sòl de l'impacte de les gotes de pluja, i per l'altra, redueix l'escorrentiu que es pugui generar a causa de l'acumulació d'aquestes. Aquest resultats ja s'esperaven arrel dels assaigs pluviomètrics, i es veuen confirmats pel seguiment *visu* dels processos erosius del talús.

9. Discussió

S'ha confirmat que entre els minerals de l'argila que conformen part del substrat rocós i de la matriu inorgànica del sòl hi ha grups amb propietats expansives, com ho són els minerals del grup de la montmoril·lonita. Des del punt de vista geotècnic la presència d'argiles expansives pot ser un problema molt important, ja que aquestes estan relacionades amb la majoria dels problemes d'instabilitat. Des l'òptica de l'edafologia, en canvi, la seva existència al sòl és més aviat positiva (sempre que es corregeixin els problemes de baixa infiltració que generen), perquè com es tractar d'una argila amb una activitat i una capacitat d'intercanvi catiònic molt elevades, pot tenir un paper molt important en la retenció de nutrients i en l'estabilització de la matèria orgànica del sòl.

A diferents mostreigs d'aigua després de l'aplicació del digest s'han anat observant variacions, respecte al mostreig d'aigües preliminar, en el contingut d'alguns cations (ex: fòsfor, clorurs i nitrats), en la DQO i en la conductivitat elèctrica. Aquestes variacions podrien ser causades per l'aportació d'elements solubles procedents del digest, però l'aparent impermeabilitat de les litologies subjacents al tecnosòl, i el funcionament del sistema de recàrrega de les aigües subterrànies, posen en dubte aquesta opció.

S'ha demostrat que el sòl esmenat amb digest presenta una fertilitat major, especialment en relació al contingut de C, N i P. Això afavoreix un ràpid i dens recobriment herbaci, sobretot de gramínies cespitoses, en comparació amb els controls. No obstant això, l'increment del contingut d'elements solubles augmenta també el risc d'exportació a les aigües subterrànies que, malgrat que no pot ser gaire elevat a causa de la impermeabilitat dels materials, és important minimitzar. De manera que cal controlar l'aplicació de digest a prop de masses

d'aigua superficial i subterranis, així com no sobrepassar la dosi de 50 Mg/ha. Rebaixar les dosis d'aplicació contribueix a reduir el risc d'exportació d'elements solubles, a més del desenvolupament d'espècies nitròfiles com el card, però aleshores l'aportació de C al sòl probablement serà massa baixa i no contribuirà a millorar les propietats físiques del medi edàfic; per tant, s'aconsella mantenir la dosi màxima de 50 Mg/ha, i digestos amb un grau d'estabilitat elevat, sempre que sigui possible per sobre del 50%, per tal d'evitar una mineralització massa ràpida dels seus components.

Tant a les parcel·les control com a les tractades amb digest s'observa l'entrada espontània d'espècies herbàcies, de manera que l'aplicació de l'esmena orgànica no condiciona significativament el seu reclutament.

L'efecte dels digestos sobre les propietats físiques del sòl ha estat força limitat. No s'han observat diferències entre tractaments ni en la densitat aparent, ni en la capacitat d'infiltració ni en la resistència dels agregats. De totes les causes que poden dur a aquests resultats, les més probables són les següents: 1) la dosi aplicada no és prou elevada com perquè es produeixin aquests efectes; 2) els temps transcorreguts des de la seva aplicació no ha estat prou llarg com perquè s'adverteixin els efectes; 3) la heterogeneïtat del sòl fa que per obtenir diferències en els resultats sigui necessari augmentar el nombre de mostres i d'assaigs; 4) la qualitat del digestos no és prou adequada; 5) el procediment dels assaigs no s'ha dut a terme de forma prou correcta. De totes aquestes opcions, però, la bibliografia existent sembla indicar que la més plausible és la primera, la qual, tal i com s'ha explicat anteriorment, no és desitjable.

Si que s'han trobat, encara que no són estadísticament significatives pel que fa a l'assaig realitzat sense coberta vegetal, tendències tangibles sobre la disminució de l'erosionabilitat del sòl. Aquesta reducció, d'una banda, és el resultat de la protecció conferida per la part aèria de la vegetació herbàcia, la qual evita l'impacte de les gotes de pluja i disminueix l'escorrentiu superficial i, per l'altra, conseqüència de la fixació originada per l'entramat reticular que conformen les arrels de la vegetació. Tot i que en menys mesura, la formació d'agregats al sòl també podria tenir alguna influència (l'assaig de resistència dels agregats sembla indicar que aquesta opció és poc plausible).

Els resultats de l'assaig d'erosionabilitat s'han vist reforçats pel seguiment de *visu* dels processos erosius que afecten el talús. Mentre que a les parcel·les esmenades no s'han detectat processos erosius significatius, a les parcel·les control, especialment a la C2, que de les dues és la que té més pendent, s'han observat indicis importants d'erosió laminars i pèrdua de sòl, la qual, a causa de la baixa capacitat d'infiltració del medi edàfic, podria empitjorar amb el pas del temps.

Pel que fa als processos principals d'inestabilitat del talús, l'addició de l'esmena i el consegüent desenvolupament de la vegetació no té cap mena d'influència: els plans d'inestabilitat són massa profunds perquè les arrels tinguin cap efecte fixador. Sí que és possible que el desenvolupament de la vegetació resulti en una major estabilitat de la capa superficial, però caldria fer un estudi més detallat.

Quant a les característiques de les emenes, és important observar que en els dos casos el contingut de metalls pesants és baix i equiparable al d'un compost de classe B, mentre que el percentatge de nitrogen és elevat, de manera que el digest té un valor afegit de fertilitzant a més del que té com a esmena orgànica per a millorar les propietats del sòl. D'altra banda, és interessant notar que tot i que el residu és utilitzat és el mateix, les característiques fisico-químiques no són exactament les mateixes. Això de corrobora que l'ús de diferents tècniques i/o tecnologies de digestió anaeròbica generen diferents digestos a partir d'un mateix residu.

Malgrat que les condicions a les quals es va dur a terme l'experimentació no són exactament mateixes que les del present treball, val la pena comparar els resultats obtinguts amb els de l'estudi realitzat per Carabassa et al. (2015), doncs és l'únic precedent que ha utilitzat digestos procedents de plantes TMB de Catalunya per a la restauració d'un talús d'infraestructura viària. A més, la comparació és especialment interessant perquè als dos casos els digestos procedeixen de les mateixes instal·lacions TMB (ECOPARC de Sant Adrià del Besòs i CTR Maresma).

En relació a l'efecte del digest sobre el medi edàfic, Carabassa et al (2015) sí que van trobar efectes sobre l'estructura del sòl, que es van evidenciar a partir d'un increment de la formació de macroagregats i un augment de la infiltració. Donat que l'efecte es va observar per a totes les dosis aplicades (les dosis van ser 50 i 100 Mg/ha), no només per a les més elevades, és molt probable que hagin estat les característiques de les terres utilitzades en el nostre estudi (elevat contingut d'argiles, concretament expansives) les que han impedit modificacions a l'estructura del substrat assajat. Aquest fet reafirmaria la idea que l'efecte que el digest té sobre sòl depèn molt de les característiques del segon. En tot cas, els dos treballs coincideixen en que l'aplicació de digest, ja sigui per la millora de l'estructura del sòl o pel desenvolupament de vegetació, indueix a una disminució de l'erosionabilitat del sòl. L'efecte sobre l'increment l'estabilitat geotècnica no s'ha demostrat en cap cas.

Carabassa et al (2015) també van comprovar que l'aplicació de digest pot comportar un augment de la salinitat del medi edàfic. Al nostre estudi no hem pogut mesurar el paràmetre de la salinitat, però tampoc hem observat dificultats en el creixement de la vegetació, en cap de les parcel·les d'experimentació, que puguin induir a aquesta idea. A més, l'increment de la salinitat evidenciat en el treball de Carabassa et al (2015) es produeix, sobretot, a les dosis superiors a 50 Mg/ha. Cal recordar que la dosi que hem utilitzat pel nostre assaig no superar els 50 Mg/ha. En relació a les dosis utilitzades, Carabassa et al (2015) van registrar un increment notable del risc d'exportació de sals solubles, especialment nitrats, quan aquestes són superiors a 50 Mg/ha.

Pel que fa a l'efecte sobre la vegetació, els resultats de tots dos treballs és similar: les dosis de 50 Mg/ha afavoreixen un ràpid desenvolupament de vegetació. Carabassa et al (2015) afegeix que les superiors provoquen (o poden provocar) un creixement excessiu d'espècies nitròfiles.

Sobre la qualitat de l'esmena tanmateix es coincideix en les observacions: 1) el digest és un material ben estabilitzat i amb un contingut elevat de nitrogen, la qual cosa li confereix un valor com a esmena orgànica i com a fertilitzant alhora, però cal limitar-ne la dosi per evitar possibles problemes de lixiviació; 2) el contingut de metalls del digest acostuma a ser

relativament baix, i és equiparable al d'un compost de classe B, 3) però la proporció d'impropis és força elevada.

Finalment, és interessant indicar que el fet que als dos treballs s'hagin obtingut els digestos de les mateixes plantes TMB, evidencia que a més de les diferències que es poden observar entre les característiques físico-químiques de digestos produïts en diferents plantes, s'evidencien d'altres entre les partides generades en una mateixa instal·lació TMB.

10. Conclusions

Malgrat que les característiques dels digestos canvien en major o menor grau en funció de les plantes TMB on s'hagin produït i, fins i tot les diferents partides d'un mateix ECOPARC poden tenir variacions als seus paràmetres físico-químics, es pot concloure a falta de nous estudis que els digestos produïts en les instal·lacions catalanes de TMB de residus tenen les propietats físico-químiques necessàries per a ser utilitzats com a fertilitzants i esmenes per a millorar les propietats del sòl. L'efecte que aquestes poden tenir sobre les propietats del sòl és molt variable (i depèn molt de les característiques del medi edàfic), però és força clar que la seva aplicació en dosis adequades (no superior a 50 Mg/ha) afavoreix en gran mesura el desenvolupament de la vegetació herbàcia i, per tant, contribueix molt a disminuir l'erosió del sòl. És necessari continuar realitzant estudis amb aquest tipus de digest, però els resultats obtingut fins ara apunten a que, efectivament, la preparació de tecnosòls per a la restauració paisatgística i el control de l'erosió dels talussos d'infraestructures viàries, és una bona alternativa per a valoritzar el digest produït als ECOPARCS (obtingut a partir de la matèria biodegradable de la fracció resta) i reduir així el volum residus biodegradables incinerats o dipositats als abocadors.

L'any 2012, l'antiga Direcció General de Carreteres, a la memòria sobre l'estat de les infraestructures de transport a Catalunya, va registrar un total de 30.000 talussos viaris de més de 3 metres d'alçària, el conjunt dels quals ocupa una superfície de 35 milions de metre quadrats (DGC, 2012). Posteriorment, l'any 2018, la Direcció General d'Infraestructures de Mobilitat va comptabilitzar 20.000 talussos de desmunt (Flores Garcia, 2018). La informació dels dos documents no té perquè ser contradictòria, ja que tot i que no s'especifiqui, és molt probable que els 10.000 que manquen al segon informe es corresponguin a terraplens. No tots els talussos poden ser restaurats mitjançant la preparació d'un tecnosòl (en cas que el pendent sigui extrem o que la major part de la superfície estigui ocupada per roca no serà possible l'establiment d'un sòl). En aquest sentit, en un informe derivat del mapa de sòls del CREAM, Ibañez & Burriel (s. f.) indiquen que hi ha 441,96 ha de superfície d'infraestructures viàries corresponents a sòl nu per causes antròpiques. Si s'agafen aquestes dades per aproximar la superfície que ocupen els talussos viaris que poden ser restaurats mitjançant la preparació de tecnosòls, i es fixa la dosi del digest utilitzat en 50 Mg/ha (basant-se en els resultats dels estudis existents), és pot concloure que, avui dia, aquesta alternativa permetria valorar un total de 22.098 Mg de digest.

Als Ecoparcs es produeixen anualment 10.000 Mg de digest (Carabassa et al., 2015), de manera que la restauració de talussos d'infraestructures viàries permetria valoritzar l'equivalent al digest produït a Catalunya durant dos anys. Aquesta xifra es pot incrementar si

també es consideren els sòls nus de talussos ferroviaris (197,17 ha), abocadors (199,42 ha), explotacions mineres (6.304,09 ha) i, fins i tot, aeroports (141,21 ha) (Ibañez & Burriel, s. f.), els quals, augmenten l'àrea de sòl potencialment remeiable mitjançant la preparació d'un tecnosòl a 7283,85 ha, i s'eleva la quantitat de digest potencialment valoritzable a 364.192, 5 Mg (l'equivalent al digest generat a Catalunya, si es manté la producció actual, durant 36 anys). La preparació de tecnosòls utilitzats en la remeiació d'espais degradats es constata com una opció amb molt potencial a l'hora de valoritzar el digest obtingut a partir de la matèria orgànica de la fracció resta.

La valorització del digest, però, només permet valoritzar un 5,27% dels 190.000 Mg de ROE produït als Ecoparcs (recordar que 180.000 són de bioestabilitzats). És per això que és necessari estendre l'ús de bioestabilitzats en la preparació de tecnosòls. Carabassa et al. (2015) també van aplicar estabilitzat a les parcel·les experimentals i, mal que els resultats no van ser tant bons com els de les parcel·les esmenades en digest, van concloure que els bioestabilitzats tenien potencial a l'hora de ser utilitzats com a esmenes per a la preparació de tecnosòls.

És cert que si es considera tan el digest com el bioestabilitzat com a esmenes potencialment valoritzables per mitjà de la preparació de tecnosòls (190.000 Mg/any), aquest mètode només permetria valoritzar l'equivalent als ROE produït als Ecoparcs durant 2 anys, però s'ha de tenir en compte que la valorització de ROE a partir de la preparació de tecnosòls s'ha de dur a terme de forma conjunta amb una reducció del volum de residus orgànics dipositats a la fracció resta i amb una millora de les tecnologies TMB, per tal que aquests ROE augmentin la seva qualitat i pugui ser incorporat al mercat dels fertilitzants i/o els substrats de cultiu. Al cap i a la fi, la valorització mitjançant la preparació de tecnosòls per a restaurar ambients prèviament ja intensament antropitzats com els indicats, és una alternativa que es reserva a les esmenes de menor qualitat, la producció de les quals s'espera que es vagi reduint amb el pas del temps.

En relació a la valorització dels ROE obtinguts a partir dels residus biodegradables de la fracció resta, com ja es pot intuir, és molt difícil que a curt o mitjà termini aparegui un mercat relacionat amb la preparació de tecnosòls utilitzats en la restauració d'espais degradats, així com que puguin incorporar-se al mercat dels fertilitzants i/o els substrats de cultiu (actualment, fins i tot els ROE de major qualitat tenen molts problemes per ser comercialitzats), de manera que de moment serà molt complicat que perdin la categoria de *residu* i guanyin la de *producte*. Però encara que no es faci en un context de mercat, la restauració dels sòls s'ha de dur a terme, i el fet que el digest sigui considerat un *residu*, permet utilitzar-lo sense pagar cap altre cost que el del transport i la maquinària necessària per a la seva aplicació, la qual cosa és un incentiu per a facilitar la *valorització material* (mal que *virtual*) d'aquest residu.

Malgrat tot, és important seguir estudiant les oportunitats de valorització dels ROE (produït als ECOPARCS) mitjançant la preparació de tecnosòls utilitzats en la restauració de talussos d'infraestructures viàries (i altres sòls nus intensament antropitzats), ja que els estudis duts a terme fins ara apunten al fet que es tracta d'una alternativa molt interessant per a valoritzar —encara que sigui una *valorització virtual* duta a terme fora del mercat— aquells ROE que, a causa de la seva baixa qualitat, no poden ser valoritzats de cap altra manera. Aquesta, però, ha

de ser una línia d'investigació que s'ha de complementar amb la millora de les tecnologies de les plantes TMB, i amb una reducció de la proporció de residus biodegradables dipositats a la fracció resta mitjançant la conscienciació ciutadana, de tal manera que el volum de ROE de baixa qualitat produïts sigui molt petit.

11. Propostes de millora

A continuació s'enumeren un seguit de propostes de millora en relació a futures proves pilot

- Preparar diverses submostres, variant, per a cada tipus de digest, la concentració de la dosi utilitzada, per tal d'avaluar si apareixen diferències rellevants quant a la concertació de carboni del sòl en funció de la dosi. Es proposa aplicar dosis d'entre 40 i 50 Mg/ha.
- Suavitzar les condicions de l'assaig de resistència dels agregats per tal de veure possibles diferències entre tractaments. Les condicions utilitzades són massa extremes per les dosis aplicades.
- Augmenta el nombre de repeticions dels assajos de camps (tant d'infiltració com d'erosionabilitat) per augmentar la fiabilitat estadística dels resultats obtinguts.
- Utilitzar estaques per a millorar el control *visu* de l'erosió, i posteriorment poder quantificar la pèrdua de sòl succeïda.
- Prolongar el seguiment de les parcel·les d'estudi per avaluar l'efecte del digest a mitjà i llarg termini. En aquest sentit seria interessant repetir els anàlisis realitzats passat un temps, per comprovar si l'efecte sobre les propietats físiques del sòl s'acaba produint.

Pel que fa als emplaçaments elegits per a realitzar les proves pilot, seria interessant estendre-les a abocadors i zones mineres. El sòl dels abocadors i els de les zones mineres no tenen les mateixes característiques que la dels talussos d'infraestructures de transport, ja que poden contenir lixiviat i altres contaminants que intensifiquin les dificultats en la restauració, de manera que per aprofundir en les zones potencialment restaurables a partir de la preparació de tecnosòls, és necessari obtenir dades sobre aquests ambients.

En relació a la quantificació del volum de digest i bioestabilitzats potencialment valoritzables mitjançant la recuperació edàfica d'espais degradats, seria interessant fer una cartografia que agrupi els emplaçaments potencialment restaurables a partir de les seves característiques litològiques, hidrogeològiques, de proximitat a zones vulnerables i poblacions, etc., de manera que es puguin diferenciar diferents graus de vulnerabilitat pel que fa als possibles efectes perjudicials dels tractaments, i així establir zones prioritàries a l'hora de decidir on realitzar les properes proves pilot.

També seria interessant fer un estudi de mercat més acurat, per tal d'aprofundir en les possibilitats reals de valorització del digest i el bioestabilitat. Aquest estudi hauria de prioritzar el mercat Català, però fer un pronòstic pel moment en què s'implanti l'homogeneïtzació de la legislació dels ROE a escala Europea.

Bibliografia i Webgrafia

Abiven, S., Menasseri, S., & Chenu, C. (2009). The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability- A literature analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(1), 1-12.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.09.015>.

ARC, Agència de Residus de Catalunya (2009a). Definicions. Recuperat el 18 de octubre de 2018, de
http://residus.gencat.cat/ca/ambits_dactuacio/recollida_selectiva/residus_municipals/materia_organica_form_-_fv/que_es_la_form/definicions/index.html

ARC, Agència de Residus de Catalunya (2009b). Digestió anaeròbia. Recuperat el 19 de octubre de 2018, de
http://residus.gencat.cat/ca/ambits_dactuacio/valoritzacio_reciclatge/instal_lacions_de_gestio/tractament_biologic/digestio_anaerobia

ARC, Agència de Residus de Catalunya (2009c). Ecoparc. Recuperat el 19 de octubre de 2018, de
http://residus.gencat.cat/ca/ambits_dactuacio/valoritzacio_reciclatge/instal_lacions_de_gestio/ecoparc/

ARC, Agència de Residus de Catalunya (2009d). El compostatge. Recuperat el 19 de octubre de 2018, de
http://residus.gencat.cat/ca/ambits_dactuacio/valoritzacio_reciclatge/instal_lacions_de_gestio/tractament_biologic/el_compostatge

ARC, Agència de Residus de Catalunya (2009e). Procés de disposició. Recuperat el 18 de octubre de 2018, de
http://residus.gencat.cat/ca/ambits_dactuacio/tractament_final/disposicio/residus_no_especials/proces_de_disposicio/

ARC, Agència de Residus de Catalunya (2009f). Què és? Recuperat el 19 de octubre de 2018, de
http://residus.gencat.cat/ca/ambits_dactuacio/valoritzacio_reciclatge/instal_lacions_de_gestio/valoritzacio_energetica/que_es_una_planta_de_valoritzacio_energetica

ARC, Agència de Residus de Catalunya (2014). Què és una planta incineradora. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient.

ARC, Agència de Residus de Catalunya (2018a). Balanç de les dades estadístiques de residus municipals de l'any 2017 (p. 34). Barcelona: Generalitat de Catalunya, Departament de Territori i Sostenibilitat.

ARC, Agència de Residus de Catalunya(2018b). Residus no especials. Recuperat el 18 de octubre de 2018, de
http://residus.gencat.cat/ca/ambits_dactuacio/tractament_final/disposicio/residus_no_especials/

ARC, Agència de Residus de Catalunya (2018c). Segons fraccions. Recuperat el 18 de octubre de 2018, de http://residus.gencat.cat/ca/ambits_dactuacio/recollida_selectiva/models_de_recollida/segons_fraccions/

ASALE, Asociación de Academias de la Lengua Española (2018). Diccionario de la lengua española - Edición del Tricentenario. Recuperat el 14 de octubre de 2018, de <http://dle.rae.es/>

Bastida, F., Moreno, J. L., Hernández, T., & García, C. (2007). The long-term effects of the management of a forest soil on its carbon content, microbial biomass and activity under a semi-arid climate. *Applied Soil Ecology*, 37(1-2), 53-62.

Batló, G. (2013). El compost com a producte. Presentat a Compostarc, Barcelona.

Besoain, E. (1985). Minerales secundarios del Suelo: Silicatos cristalinos. A J. Escoto (Ed.), *Mineralogía de arcillas de suelos* (pp. 311-533). San José, Costa Rica: Centro Internacional de Documentación e Información Agrícola del Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura.

Bochet, E., García-Fayos, P., & Tormo, J. (2007). Road Slope Revegetation in Semiarid Mediterranean Environments. Part I: Seed Dispersal and Spontaneous Colonization. *Restoration Ecology*, 15(1), 88-96.

Bochet, E., García-Palacios, P., Peco, B., & Tormo, J. (2011). Procesos ecológicos y restauración de la cubierta vegetal. Madrid: Fundación Biodiversidad.

Burke, A. (2007). Recovery in Naturally Dynamic Environments: A Case Study from the Sperrgebiet, Southern African Arid Succulent Karoo. *Environmental Management*, 40(4), 635-648.

Cannavo, P., Guénon, R., Galopin, G., & Vidal-Beaudet, L. (2018). Technosols made with various urban wastes showed contrasted performance for tree development during a 3-year experiment. *Environmental Earth Sciences*, 77(18).

Carabassa, V., Domene, X., Cañizares, R., & Alcañiz, J. M. (2015). Recerca i innovació en restauració de talussos en infraestructures de mobilitat terrestre (pp. 1-99). Bellaterra, Barcelona, Espanya: Centre d'Investigació Ecològica y Aplicacions Forestals (CREAF).

Corry, R. C., Laforteza, R., & Brown, R. D. (2010). Ecological functionality of landscapes with alternative rehabilitations of depleted aggregate sites. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 24(3), 216-232.

Curtin, J. S., & Mullen, G. J. (2007). Physical properties of some intensively cultivated soils of Ireland amended with spent mushroom compost. *Land Degradation & Development*, 18(4), 355-368.

Dazzi, C., & Lo Papa, G. (2015). Anthropogenic soils: general aspects and features. *Ecocycles*, 1(1), 3-8.

- Diamon, J. (2017). *Colapso: por que unas sociedades perduran y otras desaparecen*. (R. García Pérez, Trad.). España: Debate.
- Direcció General de Carreteres, Secció de Conservació (2010). Reparació i reconstrucció talús. C-16. PK 22+650. Terrassa. (p. 6). Barcelona: Generalitat de Catalunya, Departament de Política Territorial i Obres Públiques.
- DGC, Direcció General de Carreteres (2012). Memòria del Departament de TES 2012 (p. 53). Barcelona: Departament de Territori i Sostenibilitat, Generalitat de Catalunya.
- Donath, T. W., Holzel, N., & Otte, A. (2003). The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. *Applied Vegetation Science*, 6(1), 13-22.
- Dudeck, A. E., & Young, J. O. (1970). Performance of Crownvetch and Selected Cool Season Grasses on Roadside Backslopes as Affected by Slope Exposure and Nitrogen Fertilization. *Agronomy Journal*, 62(3), 397.
- Dzwonko, Z., & Loster, S. (2007). A functional analysis of vegetation dynamics in abandoned and restored limestone grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 18(2), 203-212.
- EPSA, E. D. P., S. . (2009). Avance sobre las condiciones de estabilidad i tratamiento para el deslizamiento de un desmonte de la carretera C-16 de la salida 22 en Terrassa. Barcelona: EQUIPO DE PROSPECCIONES, S.A.
- Espigares, T., Moreno, M., & Nicolau, J. M. (2005). Dynamics of vegetation in restored slopes from mining activities in central Spain as conditioned by different levels of water erosion (pp. 12-18). Presentat a World conference on ecological restoration, Zaragoza, Espanya.
- FAO, Organització de les Nacions Unides per la Alimentació i l'Agricultura. (2018). Degradación/restoración | Portal de Suelos de la FAO | Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Recuperat el 9 de octubre de 2018, de <http://www.fao.org/soils-portal/soil-degradation-restoration/es/>
- Flores Garcia, X. (2018). *INSTRUCCIÓ DGIM/3/2018 sobre la gestió d'incidències per desprendiments i esllavissades*. Barcelona: Generalitat de Catalunya, Departament de Territori i Sostenibilitat, Direcció General d'Infraestructures de Mobilitat.
- Forman, R. T. T., & Deblinger, R. D. (2000). The Ecological Road-Effect Zone of a Massachusetts (U.S.A.) Suburban Highway. *Conservation Biology*, 14(1), 36-46.
- Galindo i Torres, J., Casanovas i Petanas, J., Navarro, O., Cabrera Pérez, L., Llenas i Avellaneda, M., Agustí i Ballester, J., & Picart i Boira, J. (2001). Sabadell 392-2-2 (73-30). Geològic, Barcelona: Generalitat de Catalunya, Institut Cartogràfic de Catalunya.
- García-Orenes, F., Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Navarro-Pedreño, J., Gómez, I., & Mataix-Beneyto, J. (2005). Factors controlling the aggregate stability and bulk density in two different degraded soils amended with biosolids. *Soil and Tillage Research*, 82(1), 65-76.

- Harada, Y., & Inoko, A. (1975). Cation-exchange properties of soil organic matter: I. Effects of conditions for the measurement on cation-exchange capacity values of humic acid preparations. *Soil Science and Plant Nutrition*, 21(4), 361-369.
- Hernández Fernández, M. T., & García Izquierdo, C. (2014). Enmiendas orgánicas para la recuperación ecosostenible de suelos degradados. En J. Moreno, R. Moral, J. L. García Morales, J. A. Pascual, & M. P. Bernal (Eds.), *Residuos orgánicos en la restauración/rehabilitación de suelos degradados y contaminados III.4* (pp. 15-45). Ediciones Mundi-Prensa.
- Abiven, S., Menasseri, S., & Chenu, C. (2009). The effects of organic inputs over time on soil aggregate stability – A literature analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(1), 1-12.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.09.015>
- ARC, A. de R. de C. (2009a). Definicions. Recuperado 18 de octubre de 2018, de http://residus.gencat.cat/ca/ambits_dactuacio/recollida_selectiva/residus_municipals/materia_organica_form_-_fv/que_es_la_form/definicions/index.html
- ARC, A. de R. de C. (2009b). Digestió anaeròbia. Recuperado 19 de octubre de 2018, de http://residus.gencat.cat/ca/ambits_dactuacio/valoritzacio_reciclatge/instal_lacions_de_gestio/tractament_biolgic/digestio_anaerobia
- ARC, A. de R. de C. (2009c). Ecoparc. Recuperado 19 de octubre de 2018, de http://residus.gencat.cat/ca/ambits_dactuacio/valoritzacio_reciclatge/instal_lacions_de_gestio/ecoparc/
- ARC, A. de R. de C. (2009d). El compostatge. Recuperado 19 de octubre de 2018, de http://residus.gencat.cat/ca/ambits_dactuacio/valoritzacio_reciclatge/instal_lacions_de_gestio/tractament_biolgic/el_compostatge
- ARC, A. de R. de C. (2009e). Procés de disposició. Recuperado 18 de octubre de 2018, de http://residus.gencat.cat/ca/ambits_dactuacio/tractament_final/disposicio/residus_no_especials/proces_de_disposicio/
- ARC, A. de R. de C. (2009f). Què és? Recuperado 19 de octubre de 2018, de http://residus.gencat.cat/ca/ambits_dactuacio/valoritzacio_reciclatge/instal_lacions_de_gestio/valoritzacio_energetica/que_es_una_planta_de_valoritzacio_energetica
- ARC, A. de R. de C. (2014). Què és una planta incineradora. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient.
- ARC, A. de R. de C. (2018a). *Balanç de les dades estadístiques de residus municipals de l'any 2017* (p. 34). Barcelona: Generalitat de Catalunya, Departament de Territori i Sostenibilitat.
- ARC, A. de R. de C. (2018b). Segons fraccions. Recuperado 18 de octubre de 2018, de http://residus.gencat.cat/ca/ambits_dactuacio/recollida_selectiva/models_de_recollida/segons_fraccions/
- Asociación de Academias de la Lengua Española (ASALE). (2018). Diccionario de la lengua española - Edición del Tricentenario. Recuperado 14 de octubre de 2018, de <http://dle.rae.es/>

- Bastida, F., Moreno, J. L., Hernández, T., & García, C. (2007). The long-term effects of the management of a forest soil on its carbon content, microbial biomass and activity under a semi-arid climate. *Applied Soil Ecology*, 37(1-2), 53-62. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.03.010>
- Batló, G. (2013). *El compost com a producte*. Presentado en Compostarc, Barcelona.
- Besoain, E. (1985). Minerales secundarios del Suelo: Silicatos cristalinos. En J. Escoto (Ed.), *Mineralogía de arcillas de suelos* (pp. 311-533). San José, Costa Rica: Centro Internacional de Documentación e Información Agrícola del Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura.
- Bochet, E., García-Fayos, P., & Tormo, J. (2007). Road Slope Revegetation in Semiarid Mediterranean Environments. Part I: Seed Dispersal and Spontaneous Colonization. *Restoration Ecology*, 15(1), 88-96. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00193.x>
- Bochet, E., García-Palacios, P., Peco, B., & Tormo, J. (2011). *Procesos ecológicos y restauración de la cubierta vegetal*. Madrid: Fundación Biodiversidad.
- Burke, A. (2007). Recovery in Naturally Dynamic Environments: A Case Study from the Sperrgebiet, Southern African Arid Succulent Karoo. *Environmental Management*, 40(4), 635-648. <https://doi.org/10.1007/s00267-006-0091-3>
- Cannavo, P., Guénon, R., Galopin, G., & Vidal-Beaudet, L. (2018). Technosols made with various urban wastes showed contrasted performance for tree development during a 3-year experiment. *Environmental Earth Sciences*, 77(18). <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7848-x>
- Carabassa, V., Domene, X., Cañizares, R., & Alcañiz, J. M. (2015). *Recerca i innovació en restauració de talussos en infraestructures de mobilitat terrestre* (pp. 1-99). Bellaterra, Barcelona, Espanya: Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales (CREAF).
- Corry, R. C., Laforteza, R., & Brown, R. D. (2010). Ecological functionality of landscapes with alternative rehabilitations of depleted aggregate sites. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 24(3), 216-232. <https://doi.org/10.1080/17480930903399385>
- Curtin, J. S., & Mullen, G. J. (2007). Physical properties of some intensively cultivated soils of Ireland amended with spent mushroom compost. *Land Degradation & Development*, 18(4), 355-368. <https://doi.org/10.1002/ldr.763>
- Dazzi, C., & Lo Papa, G. (2015). Anthropogenic soils: general aspects and features. *Ecocycles*, 1(1), 3-8. <https://doi.org/10.19040/ecocycles.v1i1.23>
- DGC, D. G. de C. (2012). *Memòria del Departament de TES 2012* (p. 53). Barcelona: Departament de Territori i Sostenibilitat, Generalitat de Catalunya.
- Diaz, E., Roldán, A., Lax, A., & Albaladejo, J. (1994). Formation of stable aggregates in degraded soil by amendment with urban refuse and peat. *Geoderma*, 63(3-4), 277-288. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(94\)90069-8](https://doi.org/10.1016/0016-7061(94)90069-8)

- Direcció General de Carreteres, S. de C. (2010). *Reparació i reconstrucció talús. C-16. PK 22+650. Terrassa.* (p. 6). Barcelona: Generalitat de Catalunya, Departament de Política Territorial i Obres Públiques.
- Donath, T. W., Holzel, N., & Otte, A. (2003). The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. *Applied Vegetation Science*, 6(1), 13-22.
<https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2003.tb00560.x>
- Dudeck, A. E., & Young, J. O. (1970). Performance of Crownvetch and Selected Cool Season Grasses on Roadside Backslopes as Affected by Slope Exposure and Nitrogen Fertilization1. *Agronomy Journal*, 62(3), 397. <https://doi.org/10.2134/agronj1970.00021962006200030026x>
- Dzwonko, Z., & Loster, S. (2007). A functional analysis of vegetation dynamics in abandoned and restored limestone grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 18(2), 203-212.
<https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2007.tb02531.x>
- EPSA, E. D. P., S. . (2009). *Avance sobre las condiciones de estabilidad i tratamiento para el deslizamiento de un desmonte de la carretera C-16 de la salida 22 en Terrassa.* Barcelona: EQUIPO DE PROSPECCIONES, S.A.
- Espigares, T., Moreno, M., & Nicolau, J. M. (2005). Dynamics of vegetation in restored slopes from mining activities in central Spain as conditioned by different levels of water erosion (pp. 12-18). Presentado en World conference on ecological restoration, Zaragoza, Espanya.
- FAO, Organització de les Nacions Unides per la Alimentació i l'Agricultura. (2018). Degradación/restoración | Portal de Suelos de la FAO | Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Recuperado 9 de octubre de 2018, de <http://www.fao.org/soils-portal/soil-degradation-restoration/es/>
- Flores Garcia, X. (2018). *INSTRUCCIÓ DGIM/3/2018 sobre la gestió d'incidències per desprendiments i esllavissades.* Barcelona: Generalitat de Catalunya, Departament de Territori i Sostenibilitat, Direcció General d'Infraestructures de Mobilitat.
- Forman, R. T. T., & Deblinger, R. D. (2000). The Ecological Road-Effect Zone of a Massachusetts (U.S.A.) Suburban Highway. *Conservation Biology*, 14(1), 36-46.
<https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99088.x>
- Galindo i Torres, J., Casanovas i Petanas, J., Navarro, O., Cabrera Pérez, L., Llenas i Avellaneda, M., Agustí i Ballester, J., & Picart i Boira, J. (2001). Sabadell 392-2-2 (73-30). Geològic, Barcelona: Generalitat de Catalunya, Institut Cartogràfic de Catalunya.
- García-Orenes, F., Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Navarro-Pedreño, J., Gómez, I., & Mataix-Beneyto, J. (2005). Factors controlling the aggregate stability and bulk density in two different degraded soils amended with biosolids. *Soil and Tillage Research*, 82(1), 65-76.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2004.06.004>
- Harada, Y., & Inoko, A. (1975). Cation-exchange properties of soil organic matter: I. Effects of conditions for the measurement on cation-exchange capacity values of humic acid

preparations. *Soil Science and Plant Nutrition*, 21(4), 361-369.
<https://doi.org/10.1080/00380768.1975.10432651>

Hernández Fernández, M. T., & García Izquierdo, C. (2014). Enmiendas orgánicas para la recuperación ecosostenible de suelos degradados. En J. Moreno, R. Moral, J. L. García Morales, J. A. Pascual, & M. P. Bernal (Eds.), *Residuos orgánicos en la restauración/rehabilitación de suelos degradados y contaminados III.4* (pp. 15-45). Ediciones Mundi-Prensa.

Ibañez, J., & Burriel, J. A. (s. f.). *Ocupació del sòl a Catalunya: 3a edició del Mapa de Cobertes (MCSC-3)*. Barcelona: Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales (CREAF).

Ingelmo Sánchez, F. (2014). Enmiendas orgánicas para la restauración de la fertilidad del suelo. En *Residuos orgánicos en la restauración/rehabilitación de suelos degradados y contaminados III.4* (pp. 55-72). Madrid: Ediciones Mundi-Prensa.

Institut d'Estudis Catalans (IEC), & Fundació puntCat. (2008). Diccionari de geologia. Recuperado 17 de octubre de 2018, de <http://cit.iec.cat/dgeol/default.asp>

IUSS Working Group WRB. (2015). *World reference base for soil resources 2014, update 2015: international soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*. (No. 106). Rome: FAO.

Kalinski, M. E., Karem, W. A., & Little, L. M. (2010). Estimating hydrocompression potential of mine spoils from a site in eastern Kentucky using dry unit weight and moisture content. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 24(4), 350-362.
<https://doi.org/10.1080/17480930.2010.488852>

Kardol, P., Wal, A. V. der, Bezemer, T. M., Boer, W. de, Duyts, H., Holtkamp, R., & Putten, W. H. V. der. (2008). Restoration of species-rich grasslands on ex-arable land: Seed addition outweighs soil fertility reduction. *Biological Conservation*, 141(9), 2208-2217.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.011>

Krümmelbein, J., Horn, R., Raab, T., Bens, O., & Hüttl, R. F. (2010). Soil physical parameters of a recently established agricultural recultivation site after brown coal mining in Eastern Germany. *Soil and Tillage Research*, 111(1), 19-25. <https://doi.org/10.1016/j.still.2010.08.006>

Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123(1-2), 1-22.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.032>

Lal, R. (2007). Carbon Management in Agricultural Soils. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 12(2), 303-322. <https://doi.org/10.1007/s11027-006-9036-7>

LGAI Technological Center S.A. (2003). *Patologia del talús PK 22+000 Autopista C-16 (Terrassa)*. Bellaterra, Barcelona: LGAI Technological Center S.A.

Lukehurst, C. T., Frost, P., & Al Seadi, T. (2010). Utilisation of digestate from biogas plants as biofertiliser, 24.

Monjo Pastor, J. (2014). *Estudi de la Composició dels Residus Municipals de Catalunya*. Presentado en Seminari sobre la composició dels residus municipals, Barcelona.

- Murphy, D. V., Stockdale, E. A., Brookes, P. C., & Goulding, K. W. T. (2004). Impact of Microorganisms on Chemical Transformations in Soil. En L. K. Abbott & D. V. Murphy (Eds.), *Soil Biological Fertility* (pp. 37-59). Dordrecht: Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6619-1_3
- NATURALEA. (2018). Bioingeniería | Bioingeniería, paisatge, solucions executives i assessorament mediambiental. Recuperado 17 de octubre de 2018, de <https://www.naturalea.eu/ca/bioingenieria/>
- Nyssen, J., & Vermeersch, D. (2010). Slope aspect affects geomorphic dynamics of coal mining spoil heaps in Belgium. *Geomorphology*, *123*(1-2), 109-121. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.07.004>
- O'Dell, R., Silk, W., Green, P., & Claassen, V. (2007). Compost amendment of Cu-Zn minespoil reduces toxic bioavailable heavy metal concentrations and promotes establishment and biomass production of *Bromus carinatus* (Hook and Arn.). *Environmental Pollution*, *148*(1), 115-124. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.10.037>
- Ortuño, L. (2002). Mecánica del suelo. En I. Capella (Ed.), *Ingeniería geológica* (pp. 89-98). Madrid: Pearson Educación.
- Ozinga, W. A., Schaminée, J. H. J., Bekker, R. M., Bonn, S., Poschlod, P., Tackenberg, O., ... Groenendaal, J. M. van. (2005). Predictability of plant species composition from environmental conditions is constrained by dispersal limitation. *Oikos*, *108*(3), 555-561. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13632.x>
- Pecharová, E., Broumová-Dušáková, H., Novotná, K., & Svoboda, I. (2011). Function of vegetation in new landscape units after brown coal mining. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, *25*(4), 367-376. <https://doi.org/10.1080/17480930.2011.623833>
- Ramajo Rodríguez, L., Madrid, R., Rodríguez, A., Contreras, V., Landa, B. B., Viedma, A., ... Vanwalleghem, T. (2014). *Manual de técnicas de estabilización biotécnica en taludes de infraestructuras de obra civil*. Córdoba: Junta de Andalucía, Consejería de Fomento y Vivienda, Agencia de Obra Pública de la Junta de Andalucía. Consejería de Fomento. Recuperado de <http://helvia.uco.es/xmlui/handle/10396/12680>
- Rokia, S., Séré, G., Schwartz, C., Deeb, M., Fournier, F., Nehls, T., ... Vidal-Beaudet, L. (2014). Modelling agronomic properties of Technosols constructed with urban wastes. *Waste Management*, *34*(11), 2155-2162. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.016>
- Ros, M. (2003). Soil microbial activity after restoration of a semiarid soil by organic amendments. *Soil Biology and Biochemistry*, *35*(3), 463-469. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(02\)00298-5](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00298-5)
- Sánchez, R. J. M., & Osorio, J. P. (2017). EFECTOS DE LA VEGETACIÓN EN LA ESTABILIDAD DE LADERAS: UNA REVISIÓN, *14*.

- Saveyn, H., & Eder, P. (2014). *End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate): technical proposals*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. Recuperado de <http://dx.publications.europa.eu/10.2788/6295>
- Schnitzer, M., & Gupta, U. C. (1965). Determination of Acidity in Soil Organic Matter¹. *Soil Science Society of America Journal*, 29(3), 274.
<https://doi.org/10.2136/sssaj1965.03615995002900030016x>
- Scullion, J. (1992). Re-establishing life in restored topsoils. *Land Degradation and Development*, 3(3), 161-168. <https://doi.org/10.1002/ldr.3400030305>
- Sheldon, J. C., & Bradshaw, A. D. (1977). The Development of a Hydraulic Seeding Technique for Unstable Sand Slopes. I. Effects of Fertilizers, Mulches and Stabilizers. *The Journal of Applied Ecology*, 14(3), 905. <https://doi.org/10.2307/2402821>
- Tejada, M., Hernandez, M., & Garcia, C. (2009). Soil restoration using composted plant residues: Effects on soil properties. *Soil and Tillage Research*, 102(1), 109-117.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2008.08.004>
- Tejada, M., Hernandez, M. T., & Garcia, C. (2006). Application of Two Organic Amendments on Soil Restoration: Effects on the Soil Biological Properties. *Journal of Environment Quality*, 35(4), 1010. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0460>
- Tormo, J., Bochet, E., & García-Fayos, P. (2009). Restauración y revegetación de taludes de carreteras en ambientes mediterráneos semiáridos: procesos edáficos determinantes para el éxito. *Ecosistemas*, 18(2), 79-90.
- Turnbull, L. A., Crawley, M. J., & Rees, M. (2000). Are plant populations seed-limited? A review of seed sowing experiments. *Oikos*, 88(2), 225-238. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.880201.x>
- Van-Camp, L., Bujarrabal, B., Gentile, A., Jones, R., Montanarella, L., Olazabal, C., & Selvaradjou, S.-K. (2004). *Reports of the technical working groups established under the Thematic Strategy for Soil Protection* (Vol. 21319). Office for Official Publications of the European Communities. Recuperado de <http://mfkp.org/INRMM/article/13481181>
- Wang, P., Changa, C. M., Watson, M. E., Dick, W. A., Chen, Y., & Hoitink, H. A. J. (2004). Maturity indices for composted dairy and pig manures. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(5), 767-776. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2003.12.012>
- Weber, J., Karczewska, A., Drozd, J., Licznar, M., Licznar, S., Jamroz, E., & Kocowicz, A. (2007). Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(6), 1294-1302.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.12.005>
- Yellishetty, M., Mudd, G. M., & Shukla, R. (2013). Prediction of soil erosion from waste dumps of opencast mines and evaluation of their impacts on the environment. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 27(2), 88-102.
<https://doi.org/10.1080/17480930.2012.655164>

- Yilmaz, D., Cannavo, P., Séré, G., Vidal-Beaudet, L., Legret, M., Damas, O., & Peyneau, P.-E. (2018). Physical properties of structural soils containing waste materials to achieve urban greening. *Journal of Soils and Sediments*, 18(2), 442-455. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1524-0>
- Ingelmo Sánchez, F. (2014). Enmiendas orgánicas para la restauración de la fertilidad del suelo. En *Residuos orgánicos en la restauración/rehabilitación de suelos degradados y contaminados III.4* (pp. 55-72). Madrid: Ediciones Mundi-Prensa.
- Institut d'Estudis Catalans (IEC), & Fundació puntCat. (2008). Diccionari de geologia. Recuperat el 17 de octubre de 2018, de <http://cit.iec.cat/dgeol/default.asp>
- IUSS Working Group WRB. (2015). World reference base for soil resources 2014, update 2015: international soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. (No. 106). Roma: FAO.
- Kalinski, M. E., Karem, W. A., & Little, L. M. (2010). Estimating hydrocompression potential of mine spoils from a site in eastern Kentucky using dry unit weight and moisture content. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 24(4), 350-362.
- Kardol, P., Wal, A. V. der, Bezemer, T. M., Boer, W. de, Duyts, H., Holtkamp, R., & Putten, W. H. V. der. (2008). Restoration of species-rich grasslands on ex-arable land: Seed addition outweighs soil fertility reduction. *Biological Conservation*, 141(9), 2208-2217.
- Krümmlbein, J., Horn, R., Raab, T., Bens, O., & Hüttl, R. F. (2010). Soil physical parameters of a recently established agricultural recultivation site after brown coal mining in Eastern Germany. *Soil and Tillage Research*, 111(1), 19-25.
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123(1-2), 1-22.
- Lal, R. (2007). Carbon Management in Agricultural Soils. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 12(2), 303-322.
- LGAI Technological Center S.A. (2003). *Patologia del talús PK 22+000 Autopista C-16 (Terrassa)*. Bellaterra, Barcelona: LGAI Technological Center S.A.
- Lukehurst, C. T., Frost, P., & Al Seadi, T. (2010). Utilisation of digestate from biogas plants as biofertiliser, 24.
- Monjo Pastor, J. (2014). *Estudi de la Composició dels Residus Municipals de Catalunya*. Presentado en Seminari sobre la composició dels residus municipals, Barcelona.
- Murphy, D. V., Stockdale, E. A., Brookes, P. C., & Goulding, K. W. T. (2004). Impact of Microorganisms on Chemical Transformations in Soil. En L. K. Abbott & D. V. Murphy (Eds.), *Soil Biological Fertility* (pp. 37-59). Dordrecht: Springer Netherlands.
- NATURALEA. (2018). Bioenginyeria | Bioenginyeria, paisatge, solucions executives i assessorament mediambiental. Recuperat el 17 de octubre de 2018, de <https://www.naturalea.eu/ca/bioenginyeria/>

Nyssen, J., & Vermeersch, D. (2010). Slope aspect affects geomorphic dynamics of coal mining spoil heaps in Belgium. *Geomorphology*, 123(1-2), 109-121.

O'Dell, R., Silk, W., Green, P., & Claassen, V. (2007). Compost amendment of Cu-Zn minespoil reduces toxic bioavailable heavy metal concentrations and promotes establishment and biomass production of *Bromus carinatus* (Hook and Arn.). *Environmental Pollution*, 148(1), 115-124.

Ortuño, L. (2002). Mecánica del suelo. En I. Capella (Ed.), *Ingeniería geológica* (pp. 89-98). Madrid: Pearson Educación.

Ozinga, W. A., Schaminée, J. H. J., Bekker, R. M., Bonn, S., Poschlod, P., Tackenberg, O., ... Groenendaal, J. M. van. (2005). Predictability of plant species composition from environmental conditions is constrained by dispersal limitation. *Oikos*, 108(3), 555-561.

Pecharová, E., Broumová-Dušáková, H., Novotná, K., & Svoboda, I. (2011). Function of vegetation in new landscape units after brown coal mining. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 25(4), 367-376.

Ramajo Rodríguez, L., Madrid, R., Rodríguez, A., Contreras, V., Landa, B. B., Viedma, A., Gómez, J.A., Taguas Ruiz, E., Giráldez Cervera, J. Vanwalleghem, T. (2014). *Manual de técnicas de estabilización biotécnica en taludes de infraestructuras de obra civil*. Córdoba: Junta de Andalucía, Consejería de Fomento y Vivienda, Agencia de Obra Pública de la Junta de Andalucía. Consejería de Fomento.

Rokia, S., Séré, G., Schwartz, C., Deeb, M., Fournier, F., Nehls, T., Damas, O. Vidal-Beaudet, L. (2014). Modelling agronomic properties of Technosols constructed with urban wastes. *Waste Management*, 34(11), 2155-2162.

Ros, M. (2003). Soil microbial activity after restoration of a semiarid soil by organic amendments. *Soil Biology and Biochemistry*, 35(3), 463-469.

Saveyn, H., & Eder, P. (2014). *End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate): technical proposals*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

Schnitzer, M., & Gupta, U. C. (1965). Determination of Acidity in Soil Organic Matter¹. *Soil Science Society of America Journal*, 29(3), 274.

Scullion, J. (1992). Re-establishing life in restored topsoils. *Land Degradation and Development*, 3(3), 161-168.

Sheldon, J. C., & Bradshaw, A. D. (1977). The Development of a Hydraulic Seeding Technique for Unstable Sand Slopes. I. Effects of Fertilizers, Mulches and Stabilizers. *The Journal of Applied Ecology*, 14(3), 905.

Tejada, M., Hernandez, M., & Garcia, C. (2009). Soil restoration using composted plant residues: Effects on soil properties. *Soil and Tillage Research*, 102(1), 109-117.

- Tejada, M., Hernandez, M. T., & Garcia, C. (2006). Application of Two Organic Amendments on Soil Restoration: Effects on the Soil Biological Properties. *Journal of Environment Quality*,
- Tormo, J., Bochet, E., & García-Fayos, P. (2009). Restauración y revegetación de taludes de carreteras en ambientes mediterráneos semiáridos: procesos edáficos determinantes para el éxito. *Ecosistemas*, 18(2), 79-90.
- Turnbull, L. A., Crawley, M. J., & Rees, M. (2000). Are plant populations seed-limited? A review of seed sowing experiments. *Oikos*, 88(2), 225-238.
- Van-Camp, L., Bujarrabal, B., Gentile, A., Jones, R., Montanarella, L., Olazabal, C., & Selvaradjou, S.-K. (2004). Reports of the technical working groups established under the Thematic Strategy for Soil Protection (Vol. 21319). Office for Official Publications of the European Communities.
- Wang, P., Changa, C. M., Watson, M. E., Dick, W. A., Chen, Y., & Hoitink, H. A. J. (2004). Maturity indices for composted dairy and pig manures. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(5),
- Weber, J., Karczewska, A., Drozd, J., Licznar, M., Licznar, S., Jamroz, E., & Kocowicz, A. (2007). Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(6), 1294-1302.
- Yellishetty, M., Mudd, G. M., & Shukla, R. (2013). Prediction of soil erosion from waste dumps of opencast mines and evaluation of their impacts on the environment. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 27(2), 88-102.
- Yilmaz, D., Cannavo, P., Séré, G., Vidal-Beaudet, L., Legret, M., Damas, O., & Peyneau, P.-E. (2018). Physical properties of structural soils containing waste materials to achieve urban greening. *Journal of Soils and Sediments*, 18(2), 442-455.

Annex A. Pressupost del treball

COSTOS DE TRANSPORT			
CONCEPTE	COST (€)	BITLLETS/Km	COST TOTAL (€)
Tren	4,50/bitllet	8	36,00
Cotxe	0,50/Km	816	408,00
Total			444,00

PERSONAL IMPLICAT				
CONCEPTE	TASCA ASSIGNADA	COST (€)/HORA	HORES	COST TOTAL (€)
Consultor ambiental sènior	Supervisió i direcció dels treballs de camp i laboratori, i treball de gabinet	60,00	150	9.000,00
Tècnic	Ejecució dels treballs de camp i laboraotir	40,00	300	12.000,00
Total				21.000

ANÀLISIS EXTERNS				
CONCEPTE	DESCRIPCIÓ	QUANTITAT	PREU (€)	IMPORT (€)
ANÀLISIS TECNOSÒL				
Anàlisi de sòl	Humitat, carboni orgànic, nitrogen Kjeldahl, nitrats, nitrogen amoniacal i fòsfor Olsen.	18	38,00	684,00
Anàlisi d'aigües de reg (APR1+DQO+DBO)	pH, conductivitat elèctrica, calci, magnesi, potassi, sodi, nitrats, clorurs, sulfats, fluorurs, carbonats, bicarbonats, fòsfor, bor, ferro, coure, manganès, zinc, E.Coli, B. Coliformes, DQO i DBO.	9	103,00	927,00
Anàlisi de sòl (SCD)	Humitat, pH, conductivitat elèctrica, matèria orgànica oxidable, carbonats, nitrogen Kjeldhal, fòsfor, potassi, magnesi, calci, sodi i classe textural (4 fraccions USDA), mercuri, crom, plom, zinc, coure, cadmi i níquel.	1	168,00	168,00
Anàlisi de digest	Matèria seca, pH, conductivitat, materia orgànica, carboni oxidable, nitrogen Kjeldahl, nitrogen amoniacal, nitrogen no hidrolitzable, relació C/N, crom, níquel, coure, plom, mercuri, zinc, cadmi, E.coli, Salmonel·la, grau d'estabilitat, grau de maduresa, índex de germinació, contingut d'impureses (Pedres > 5mm, metalls > 2mm, vidres > 2mm, plàstics > 2mm, metalls+vidres+plàstics > 2mm), densitat aparent, carboni soluble.	2	392,00	784,00
Anàlisi de digest (activitat respiratòria)	Activitat respiratòria (Respirometria AT4).	2	128,00	256,00
Subtotal (IVA no inclòs)				2.819,00
Total (21 % IVA)				3.410,99
ANÀLISIS ARGILES				
Difracció de raigs X	Difractograma de raigs X de mostres: polvoritzades, d'argila orientades, d'argila calcinades, d'argila expandides amb etilenglicol, saturades amb diferents cations (k, Mg).	1	814,00	814,00
Total (21% IVA)				984,94
TOTAL				4.395,93

RESUM DEL PRESUPOST		
CONCEPTE		IMPORT (€)
	Personal	21.000,00
Costos del estudi	Transport	444,00
	Anàlisi externs	4.395,93
<i>SUBTOTAL</i>		25.839,93
10% Gastos generals		2.583,993
10% Amortització dels equips		2.583,993
<i>TOTAL</i>		31.007,92

Annex B. Càlcul de la petjada de carboni

Desplaçament				
Transport	Viatges	km/viatge	*FE (g CO2/km)	Petjada de C (kg CO2 eq.)
Tren (Rodalies)				
St. Feliu de Llobregat-Terrassa	8	50	24,38	10
Cotxe (gasoil)				
UAB-Terrassa	58	14	180	146,16

Energia				
Concepte	Hores	Potència (kw)	*FE (g CO2/kwh)	Petjada de C (kg CO2 eq.)
Ordinador	950	0,05	490	23,26
Il·luminació	350	0,05	490	8,575

Material				
Concepte	n ^o fulls		*FE (g CO2/km)	Petjada de C (kg CO2 eq.)
Paper	105		6,5	0,682

Petjada de C total (kg CO2 eq.)	188,677
--	----------------

*Les dades s'han extret de l'Oficina Catalana de Canvi Climàtic (2018), Guia pràctica per al càlcul de les emissions de gasos d'efecte hivernacle (GEH).

Annex C. Característiques de la mescla de terres i de l'esmena utilitzada

Anàlisi	Resultado	Unidades	Método de análisis/PNT	Interpretación
HUMEDAD 105 °C	1,28	%	Gravimetria/C5110007	
pH (ext. 1:2.5 H2O)	8,32		Potenciometria/C5110008	Moderadamente básico
COND.ELEC. 25°C(ext. 1:5 H2O)	0,166	dS/m	Conductimetria/C5110009	No limitante
MAT.ORGANICA (W&B)	<0,50	% s.m.s.	Càlculo/C5110079	Muy bajo
CARBONATO CÁLCICO EQUIV. *	19	% s.m.s.	Titulación potenciométrica	Calcáreo
NITROGENO (N) (Kjeldahl)	0,0213	% s.m.s.	Titulación volumétrica/C5110010	Muy bajo
FOSFORO (P) (Olsen)	<5,0	mg/kg s.m.s.	Espectrofotometria UV-Vis/C5110080	Bajo
POTASIO (K) (ext. ac. amónico) *	69	mg/kg s.m.s.	Espectrometria ICP-OES	Bajo
CALCIO (Ca) (ext. ac. amónico) *	6929	mg/kg s.m.s.	Espectrometria ICP-OES	Alto
MAGNESIO (Mg)(ext.ac.amónico) *	7068	mg/kg s.m.s.	Espectrometria ICP-OES	Muy alto
SODIO (Na) (ext. ac. amónico) *	16	mg/kg s.m.s.	Espectrometria ICP-OES	Normal
ARCILLA (D<0.002 mm) *	13,9	%	Gravimetria	
LIMO GRUESO (0.02<D<0.05 mm) *	14,9	%	Gravimetria	
LIMO FINO (0.002<D<0.02 mm) *	20,7	%	Gravimetria	
ARENA TOTAL (0.05<D<2 mm) *	50,5	%	Gravimetria	
CLASE TEXTURAL USDA *				Franca
CADMIO (Cd) (ext. ácido)	<0,50	mg/kg s.m.s.	Espectrometria ICP-OES/C5110228	
COBRE (Cu) (ext. ácido)	20,9	mg/kg s.m.s.	Espectrometria ICP-OES/C5110228	
NIQUEL (Ni) (ext. ácido)	17,9	mg/kg s.m.s.	Espectrometria ICP-OES/C5110228	
PLOMO (Pb) (ext. ácido)	13,7	mg/kg s.m.s.	Espectrometria ICP-OES/C5110228	
ZINC (Zn) (ext. ácido)	61	mg/kg s.m.s.	Espectrometria ICP-OES/C5110228	
MERCURIO (Hg) (ext. ácido)	<0,40	mg/kg s.m.s.	Espectrometria ICP-OES/C5110228	
CROMO (Cr) (ext. ácido)	17,4	mg/kg s.m.s.	Espectrometria ICP-OES/C5110228	

Taula 1. Resultats analítics de la mescla de terres utilitzades per a la preparació del tecnosòl.
Laboratori: Eurofins Agroambiental, S.A.

Anàlisi	Resultado	Unidades	Método de análisis/PNT	Interpretación
MATERIA SECA 105°C	33,3	% s.m.f.	Gravimetria/C5110015	
COND.ELEC.A 25°C (ext. 1:5)	3,14	dS/m	Conductimetria/C5110229	
pH (ext. 1:5 H2O)	8,8	UpH	Potenciometria/C5110114	
MATERIA ORGÁNICA	50,7	% s.m.s.	Gravimetria/C5110115	
N KJELDAHL m.fresca (N)	2,36	% s.m.s.	Titulación volumétrica/C5110230	
N AMONIAICAL m.seca (N) *	0,17	% s.m.s.	Titulación volumétrica	
NITROGENO (No hidr.) *	0,81	% s.m.s.	Titulación volumétrica	
RELAC. CARBONO/NITROGENO *	11,58		Càlculo	
CROMO (Cr) (ext. ácido)	98	mg/kg s.m.s.	Espectrometria ICP-OES/C5110228	
NIQUEL (Ni) (ext. ácido)	40,1	mg/kg s.m.s.	Espectrometria ICP-OES/C5110228	
COBRE (Cu) (ext. ácido)	117	mg/kg s.m.s.	Espectrometria ICP-OES/C5110228	
CADMIO (Cd) (ext. ácido)	0,93	mg/kg s.m.s.	Espectrometria ICP-OES/C5110228	
PLOMO (Pb) (ext. ácido)	46	mg/kg s.m.s.	Espectrometria ICP-OES/C5110228	
MERCURIO (Hg) (ext. ácido)	0,71	mg/kg s.m.s.	Espectrometria ICP-OES/C5110228	
ZINC (Zn) (ext. ácido)	300	mg/kg s.m.s.	Espectrometria ICP-OES/C5110228	
ACTIVIDAD RESPIRATORIA *	34,06	mg O2 /g m.s	Respirometria	
DENSIDAD APARENTE *	638	kg/m3	Gravimetria	
CARBONO ORG. SOLUBLE *	0,356	% s.m.s.	Espectrometria IR	
C. ORG.OX. (Springer-Klee) *	31,4	% s.m.s.	Titulación volumétrica	
GRADO DE ESTABILIDAD *	58,1	% s.m.s.	Càlculo	
M.O. RESISTENTE *	29,4	% s.m.s.	Gravimetria	
E.COLI *	<10	u.f.c./g	Siembra y recuento	
SALMONELLA *	0	P/A 25g	Investig. presencia/ausencia	Ausencia
GERMINACIÓN *	89	%		
PIEDRAS, GRAVAS > 5mm *	<0,10	% s.m.s.	Gravimetria	
METALES > 2mm *	<0,10	% s.m.s.	Gravimetria	
CRISTALES > 2mm *	<0,10	% s.m.s.	Gravimetria	
PLASTICOS > 2mm *	0,56	% s.m.s.	Gravimetria	
ME+CRIST+PLAS > 2mm *	0,56	% s.m.s.	Gravimetria	

Taula 2. Resultats analítics del digest M utilitzat per a la preparació del tecnosòl. Laboratori:
Eurofins Agroambiental, S.A.

Análisis	Resultado	Unidades	Método de análisis/PNT	Interpretación
MATERIA SECA 105°C	29,8	% s.m.f.	Gravimetría/C5110015	
COND.ELEC.A 25°C (ext. 1:5)	4,14	dS/m	Conductimetría/C5110229	
pH (ext. 1:5 H2O)	8,5	UpH	Potenciometría/C5110114	
MATERIA ORGÁNICA	63,9	% s.m.s.	Gravimetría/C5110115	
N KJELDAHL m.fresca (N)	3,53	% s.m.s.	Titulación volumétrica/C5110230	
N AMONIACAL m.seca (N) *	0,27	% s.m.s.	Titulación volumétrica	
NITROGENO (No hidr.) *	0,88	% s.m.s.	Titulación volumétrica	
RELAC. CARBONO/NITROGENO *	9,05		Cálculo	
CROMO (Cr) (ext. ácido)	33	mg/kg s.m.s.	Espectrometría ICP-OES/C5110228	
NIQUEL (Ni) (ext. ácido)	22,9	mg/kg s.m.s.	Espectrometría ICP-OES/C5110228	
COBRE (Cu) (ext. ácido)	86	mg/kg s.m.s.	Espectrometría ICP-OES/C5110228	
CADMIO (Cd) (ext. ácido)	1,57	mg/kg s.m.s.	Espectrometría ICP-OES/C5110228	
PLOMO (Pb) (ext. ácido)	47	mg/kg s.m.s.	Espectrometría ICP-OES/C5110228	
MERCURIO (Hg) (ext. ácido)	1,10	mg/kg s.m.s.	Espectrometría ICP-OES/C5110228	
ZINC (Zn) (ext. ácido)	299	mg/kg s.m.s.	Espectrometría ICP-OES/C5110228	
ACTIVIDAD RESPIRATORIA *	54,08	mg O2 /g m.s	Respirometría	
DENSIDAD APARENTE *	679	kg/m3	Gravimetría	
CARBONO ORG. SOLUBLE *	1,382	% s.m.s.	Espectrometría IR	
C. ORG.OX. (Springer-Klee) *	31,8	% s.m.s	Titulación volumétrica	
GRADO DE ESTABILIDAD *	48,2	% s.m.s.	Cálculo	
M.O. RESISTENTE *	30,8	% s.m.s.	Gravimetría	
E.COLI *	120	u.f.c./g	Siembra y recuento	
SALMONELLA *	0	P/A 25g	Investig. presencia/ausencia	Ausencia
GERMINACIÓN *	89	%		
PIEDRAS, GRAVAS > 5mm *	<0,10	% s.m.s.	Gravimetría	
METALES > 2mm *	0,64	% s.m.s.	Gravimetría	
CRISTALES > 2mm *	<0,10	% s.m.s.	Gravimetría	
PLASTICOS > 2mm *	0,41	% s.m.s.	Gravimetría	
ME+CRIST+PLAS > 2mm *	1,05	% s.m.s.	Gravimetría	
MADUREZ *	32	°C	Test de autocalentamiento	GRADO IV

Taula 3. Resultats analítics del digest E3 utilitzat per a la preparació del tecnosòl. Laboratori: Eurofins Agroambiental, S.A.

Annex D. Resultats analítics de les mostres d'aigua subterrània

Taula 1. Cota altimètrica de la boca de cada un dels pous de la berma del talús, distància longitudinal de cada un dels pous al punt on comença el talús a partir del camí pel qual s'accedeix, i nivell piezomètric de cada un dels pous el dies 20 de febrer i 1 de juliol de 2018.

POU	BOCA POU (m)	LONGITUD (m)	NIVELL PIEZOMÈTRIC 20/02/2018 (m)	NIVELL PIEZOMÈTRIC 01/06/2018 (m)
1	293,801	0	283,701	286,101
2	293,173	11,67	284,923	286,173
3	291,76	34,97	287,36	285,76
4	291,039	46,64	287,839	286,139
5	289,355	58,31	286,755	284,855
6	289,804	69,98	287,204	285,704
7	289,366	81,65	286,366	284,366
8	288,838	93,32	286,338	284,338
9	288,555	104,99	286,355	284,255
10	288,419	116,66	286,419	284,219
11	288,15	128,33	286,27	284,15
12	288,36	140	No hi ha aigua	284,36

Codi mostra	A1	A2	A3	A1	A2	A3	A1	A2	A3
Data mostreig	21/12/2017	21/12/2017	21/12/2017	20/02/2018	20/02/2018	20/02/2018	01/06/2018	01/06/2018	01/06/2018
BICARBONATS meq/l	4,18	7,16	7,69	4,01	3,18	3,16	4,49	6,55	7,1
BOR DISSOLT (B) mg/l	0,06	0,06	0,07	0,05	0,04	0,04	0,0351	0,0549	0,0425
CALCI DISSOLT (Ca) meq/l	2,21	4,85	5,15	2,68	2,86	3,34	2,6217	5,1397	6,467
CARBONATS meq/l	0,30	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00	0	0	0
COND. ELEC. 25°C dS/m	0,51	0,97	0,98	0,53	0,57	0,60	0,481	0,939	0,997
E.COLI u.f.c./100ml	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0	1
CLORURS (Cl) meq/l	0,42	1,58	1,54	0,46	1,31	1,56	0,4591	2,0603	2,2747
B.COLIFORMS u.f.c./100ml	131	272	16	20	268	57	1	27	11
COURE DISSOLT (Cu) mg/l	0,0022	0,0028	0,0037	0,0009	0,0021	0,0021	0,0017	0,004	0,0007
DBO5 mg O2/l	0,00	1,00	0,00	0	0	1	0	0	0
DQO mg O2/l	11,00	2,00	3,00	11	22	26	6	3	10
FERRO DISSOLT (Fe) mg/l	0,00	0,00	0,00	0	0	0	0	0	0
FLUORURS (F) meq/l	0,043	0,038	0,033	0,035	0,032	0,021	0,0408	0,0428	0,0288
POTASSI DISSOLT (K) meq/l	0,14	0,09	0,11	0,14	0,10	0,10	0,0851	0,0596	0,0573
MAGNESI DISSOLT (Mg) meq/l	1,41	3,40	3,40	1,47	1,59	1,63	1,74641	3,57923	3,61132
MANGANES DISSOLT (Mn) mg/l	0,005	0,010	0,025	0,001	0,007	0,008	0,0115	0,0007	0,0784
NITRATS (NO3) meq/l	0,01	0,71	0,36	0,02	0,09	0,10	0,0193	0,91	0,3328
SODI DISSOLT (Na) meq/l	1,62	2,46	2,37	1,74	1,50	1,49	1,2136	2,2781	1,7235
FOSFOR DISSOLT (P) µg/l	58,00	56,30	54,20	44,60	56,20	110,80	18,5	44,7	32,2
pH	8,10	7,80	7,90	8,20	7,50	7,60	7,8	7,7	7,7
SULFATS (SO4) meq/l	0,66	1,24	1,50	0,72	1,30	1,58	0,6722	1,4831	1,9234
ZINC DISSOLT (Zn) mg/l	0,91	2,89	3,68	0,41	1,65	1,70	1,214	0,2345	0,4991

Taula 2. Valors analítics de les mostres d'aigua subterrània obtingudes al mostreig preliminar (21/12/2017), un mes després de l'aplicació (20/02/2018) i quatre mesos i mig després de l'aplicació (01/06/2018). Laboratori: Eurofins Agroambiental, S.A

Annex E. Resultats de la mesura de la densitat aparent

Codi mostra	Pes cilindre+sòl humit inicial (g)	Pes cilindre+sòl sec 105º (g)	Tara cilindre (g)	Humitat (%)	Volum cilindre (cm3)	Densitat aparent (Mg/m3)
M1	1316	1112	390,05	22	596,822318	1,20965651
M2	1606	1416	584,67	19	565,839074	1,46919864
M3	1508	1392	583,78	13	597,777365	1,35204183
C1	1449	1326	549,79	14	545,105299	1,42396341
C2	1489	1360	560,25	14	551,752925	1,44947125
C3	1585	1457	607,35	13	604,93393	1,40453355
E31	1520	1389	589,91	14	578,343427	1,3816877
E32	1529	1397	602,67	14	591,638678	1,34259309
E33	1534	1411	597,99	13	578,846869	1,40453381

Annex F. Resultats dels assaigs d'infiltració

Taula 1. Resultats de l'assaig d'infiltració de camp realitzat a la parcel·la control 2.

C2							
Núm. Repetició	1	2	3	4	5	6	7
Infiltració (mm)	12	15	14	12	12	11	11
Cabal (mm/h):	240	300	280	240	240	220	220
Cabal mitjà (mm/h):	248,6						

Taula 2. Resultats de l'assaig d'infiltració de camp realitzat a la parcel·la M.

M							
Núm. Repetició	1	2	3	4	5	6	7
Infiltració (mm)	22	21	21	21	20	18	18
Cabal (mm/h):	440	420	420	420	400	360	360
Cabal mitjà (mm/h):	402,9						

Taula 3. Resultats de l'assaig d'infiltració de camp realitzat a la parcel·la E3.

E3						
Núm. Repetició	1	2	3	4	5	6
Infiltració (mm)	8	8	9	9	9	8
Cabal (mm/h):	160	160	180	180	180	160
Cabal mitjà (mm/h):	170					

Taula 4. Resultats de l'assaig d'infiltració de laboratori. Les mostres assajades són les simples inalterades, , a les quals s'ha fet referència a la secció "7.3" de l'apartat de metodologia.

Codi mostra	M1	M2	M3	C1	C2	C3	E31	E32	E33
Volum infiltrat (mm/h)	2	4,6	3	2,8	-	400	0	-	3

Annex G. Resultats de les proves de resistència dels agregats

Taula 1. El pes del sòl (sec i humit) es correspon al de les mostres simples inalterades, a les quals s'ha fet referència a la secció "7.3" de l'apartat de metodologia.

codi mostra	Pes mostres+cilindre (humits)	Pes cilindre+sòl sec+mallà 105º (g)	Tara cilindre (g)	Pes sòl sec (g)	Humitat (%)
M1	1336,16	1180,15	389,96	790,19	20
M2	1601,04	1482,56	584,64	897,92	13
M3	1551,21	1400,51	583,73	816,78	18
C1	1439,29	1336,2	549,72	786,48	13
C2	1504,99	1367,69	560,18	807,51	17
C3	1631,38	1464,34	607,3	857,04	19
E31	1497,83	1402,17	589,88	812,29	12
E32	1536,38	1409,07	602,62	806,45	16
E33	1539,81	1420,29	597,93	822,36	15

Taula 2. La tara es correspon a la dels sedassos utilitzats a l'assaig de resistència dels agregats, als quals es fa referència a l'apartat "7.4.6" de la secció de metodologia.

codi mostra	Tara sedàs 5 mm (g)	Tara sedàs 2 mm (g)	Tara sedàs 1 mm (g)	Tara sedàs 0,5mm (g)	Tara sedàs 0,25 mm (g)
M1	537,39	501,16	432,91	430,83	406,64
M2	537,39	501,16	432,91	430,83	406,64
M3	537,39	501,16	432,91	430,83	406,64
C1	537,39	501,16	432,91	430,83	406,64
C2	537,39	501,16	432,91	430,83	406,64
C3	537,39	501,16	432,91	430,83	406,64
E31	537,39	501,16	432,91	430,83	406,64
E32	537,39	501,16	432,91	430,83	406,64
E33	537,39	501,16	432,91	430,83	406,64

Taula 3. Els sedassos es corresponen als mateixos que els de la taula 2. La “fracció” es refereix a la mida dels agregats que han quedat retinguts a cada sedàs.

codi mostra	Sedàs+fracció > 5 mm	Sedàs+fracció 5-2 mm	Sedàs+fracció 2-1 mm	Sedàs+fracció 1-0,5 mm	Sedàs+fracció 0,5-0,25 mm
M1	841,88	552,52	461,58	465,46	443,82
M2	1055,52	553,33	456,77	460,44	437,54
M3	844,49	564,52	464,23	471,92	457,35
C1	913,57	554,96	464,54	466,82	444,89
C2	974,49	554,2	457,46	462,52	446,47
C3	665,24	566,73	467,78	477,07	464,33
E31	958,65	559,24	464,32	474,55	449,91
E32	926,79	554,09	461,67	467,63	441,28
E33	938	553,9	460,48	464,74	445,61

Taula 4. Els sedassos es corresponen als mateixos que els de la taula 2. Les “partícules” es refereix als grans (no agregats) que han quedat retinguts a cada sedàs.

codi mostra	Sedàs+partícules >5 mm	Sedàs+partícules 5-2 mm	Sedàs+partícules 2-1 mm	Sedàs+partícules 1-0,5 mm	Sedàs+partícules 0,5-0,25 mm
M1	637,07	560,83	466,16	471,48	450,4
M2	825,54	559,61	465,33	471,91	453,44
M3	825,54	559,61	465,33	471,91	453,44
C1	699,2	554,61	463,31	470,32	452,87
C2	713,07	547,37	460,47	464,31	451,21
C3	664,08	565,63	467,23	476,3	462,82
E31	698,83	567,1	467,25	474,83	459,01
E32	692,88	565,05	467,05	472,19	456,57
E33	729,69	564,94	467,93	476,38	460,21

Taula 5. Percentatge d’agregats de cada fracció per a cada una de les mostres.

codi mostra	Agregats > 5 mm (%)	Agregats 5-2 mm (%)	Agregats 2-1 mm (%)	Agregats 1-0,5 mm (%)	Agregats 0,5-0,25 mm (%)	TOTAL agregats (%)
M1	25,92	-1,05	-0,58	-0,76	-0,83	22,69
M2	25,61	-0,70	-0,95	-1,28	-1,77	23,76
M3	2,32	0,60	-0,13	0,00	0,48	3,38
C1	27,26	0,04	0,16	-0,45	-1,01	25,88
C2	32,37	0,85	-0,37	-0,22	-0,59	32,74
C3	0,14	0,13	0,06	0,09	0,18	0,64
E31	31,99	-0,97	-0,36	-0,03	-1,12	30,33
E32	29,00	-1,36	-0,67	-0,57	-1,90	25,02
E33	25,33	-1,34	-0,91	-1,42	-1,78	20,70

Annex H. Resultats de l'assaig d'erosionabilitat del sòl

Figura 1. Dades utilitzades per a calcular l'erosionabilitat i la taxa d'erosió del sòl al control C2, durant la primera tanda d'assaigs.

SIMULACIÓ DE PLUJA									
CODI PARCEL·LA: C1 1									
1. Mesura de la intensitat de pluja									
				Pluviòmetre 1		Pluviòmetre 2		Pluviòmetre 3	Pluviòmetre
Diàmetre pluviòmetre (mm)				55,00		55,00		55,00	55,00
Sup. pluviòmetre (cm2)				23,76		23,76		23,76	23,76
Aigua recollida (ml)				130,00		30,00		55,00	15,00
Temps recollida (min)				5,00		5,00		5,00	5,00
Intensitat pluja (mm h-1)				656,61		151,53		277,80	75,76
Intensitat pluja mitjana (mm h-1)				290,42					
2. Temps d'infiltració i recollida de mostres									
Temps de generació d'escorrentiu (min)				1,33					
Temps recollida ampolles (min)				2,0					
3. Volum total i pes total									
Fracció de temps (min)	Volum recollit (ml)	Tara ampolla (g)	Pes total (g)	Pes H2O+ sediments (g)	Densitat escorrentiu (g/ml)				
2	390,0	31,11	432,3	401,2	1,0				
4	650,0	31,47	699,3	667,8	1,0				
6	760,0	33,39	805,4	772,0	1,0				
4. Fraccionament mostra									
Fracció de temps (min)	Tara SG (g)	Total SG (g)	SG (g)	Tara SF (g)	Total SF (g)	SF (g)	Tara vaset llims+ argiles (g)	Total llims+ argiles (g)	Llims+ argiles (g)
2	43,31	44,98	1,67	39,14	40,90	1,76	194,74	198,57	3,83
4	42,54	46,83	4,29	39,45	41,30	1,85	274,77	281,84	7,07
6	43,34	46,60	3,26	39,14	42,94	3,80	168,71	175,07	6,36
			9,22			7,41			17,26
5. Fracció de temps i coeficients									
Fracció de temps (min)	SG (g/m2 h)	SF (g/m2 h)	Llims+ argiles (g/m2 h)	Sed. Total (g/m2 h)	Esc. (ml)	Esc. (mm/h)	Coef. Esc (%)		
2	210,504	221,85	482,773	915,12605	390,0	11,7	4,029		
4	540,756	233,19	891,176	1665,1261	650,0	19,5	6,714		
6	410,924	478,99	801,681	1691,5966	760,0	22,8	7,851		
promig	387,395	311,34	725,21	1423,9496	600	18	6,198		

Figura 2. Dades utilitzades per a calcular l'erosionabilitat i la taxa d'erosió del sòl al control C1, durant la segona tanda d'assaigs.

SIMULACIÓ DE PLUJA									
CODI PARCEL·LA: C1_2									
1. Mesura de la intensitat de pluja									
				Pluviòmetre 1		Pluviòmetre 2		Pluviòmetre 3	Pluviòmetre
Diàmetre pluviòmetre (mm)				55,00		55,00		55,00	55,00
Sup. pluviòmetre (cm2)				23,76		23,76		23,76	23,76
Aigua recollida (ml)				130,00		30,00		55,00	15,00
Temps recollida (min)				5,00		5,00		5,00	5,00
Intensitat pluja (mm h-1)				656,61		151,53		277,80	75,76
Intensitat pluja mitjana (mm h-1)						290,42			
2. Temps d'infiltració i recollida de mostres									
Temps de generació d'escorrentiu (min)						1,33			
Temps recollida ampolles (min)						2,0			
3. Volum total i pes total									
Fracció de temps (min)	Volum recollit (ml)	Tara ampolla (g)	Pes total (g)	Pes H2O+ sediments (g)	Densitat escorrentiu (g/ml)				
2	670,0			675,8	1,0				
4	790,0			801,6	1,0				
6	790,0			800,7	1,0				
4. Fraccionament mostra									
Fracció de temps (min)	Tara SG (g)	Total SG (g)	SG (g)	Tara SF (g)	Total SF (g)	SF (g)	Tara vaset llims+ argiles (g)	Total llims+argiles (g)	Llims+ argiles (g)
2	42,54	43,27	0,73	40,29	41,61	1,32	189,85	193,64	3,79
4	44,15	46,73	2,58	40,28	42,82	2,54	274,75	281,21	6,46
6	42,78	45,81	3,03	40,28	41,50	1,22	395,86	402,35	6,49
			6,34			5,08			16,74
Fracció de temps (min)	SG (g/m2 h)	SF (g/m2 h)	Llims+ argiles (g/m2 h)	Sed. Total (g/m2 h)	Esc. (ml)	Esc. (mm/h)	Coef. Esc (%)		
2	92,0168	166,39	477,731	736,13445	670,0	20,1	6,921		
4	325,21	320,17	814,286	1459,6639	790,0	23,7	8,16		
6	381,933	153,78	818,067	1353,7815	790,0	23,7	8,16		
promiq	266,387	213,45	703,361	1183,1933	750	22,5	7,747		

Figura 3. Dades utilitzades per a calcular l'erosionabilitat i la taxa d'erosió del sòl M, durant la segona tanda d'assaigs.

SIMULACIÓ DE PLUJA									
CODI PARCEL·LA: M1									
1. Mesura de la intensitat de pluja									
				Pluviòmetre 1		Pluviòmetre 2		Pluviòmetre 3	Pluviòmetre
Diàmetre pluviòmetre (mm)				55,00		55,00		55,00	55,00
Sup. pluviòmetre (cm ²)				23,76		23,76		23,76	23,76
Aigua recollida (ml)				130,00		30,00		55,00	15,00
Temps recollida (min)				5,00		5,00		5,00	5,00
Intensitat pluja (mm h ⁻¹)				656,61		151,53		277,80	75,76
Intensitat pluja mitjana (mm h ⁻¹)				290,42					
2. Temps d'infiltració i recollida de mostres									
Temps de generació d'escorrentiu (min)				1,50					
Temps recollida ampolles (min)				2,0					
3. Volum total i pes total									
Fracció de temps (min)	Volum recollit (ml)	Tara ampolla (g)	Pes total (g)	Pes H ₂ O+ sediments (g)	Densitat escorrentiu (g/ml)				
2	600,0			602,5	1,0				
4	640,0			642,4	1,0				
6	630,0			631,7	1,0				
4. Fraccionament mostra									
Fracció de temps (min)	Tara SG (g)	Total SG (g)	SG (g)	Tara SF (g)	Total SF (g)	SF (g)	Tara vaset llims+ argiles (g)	Total llims+ argiles (g)	Llims+ argiles (g)
2	43,30	43,57	0,27	39,47	39,66	0,19	274,72	276,79	2,07
4	42,52	42,53	0,01	40,01	40,42	0,41	395,86	397,85	1,99
6	43,31	43,36	0,05	38,94	38,97	0,03	194,68	196,32	1,64
			0,33			0,63			5,70
Fracció de temps (min)	SG (g/m ² h)	SF (g/m ² h)	Llims+ argiles (g/m ² h)	Sed. Total (g/m ² h)	Esc. (ml)	Esc. (mm/h)	Coef. Esc (%)		
2	34,0336	23,95	260,924	318,90756	600,0	18	6,198		
4	1,2605	51,681	250,84	303,78151	640,0	19,2	6,611		
6	6,30252	3,7815	206,723	216,80672	630,0	18,9	6,508		
promiq	13,8655	26,471	239,496	279,83193	623,333333	18,7	6,439		

Figura 4. Dades utilitzades per a calcular l'erosionabilitat i la taxa d'erosió del sòl E3, durant la segona tanda d'assaigs.

SIMULACIÓ DE PLUJA									
CODI PARCEL·LA: E3									
1. Mesura de la intensitat de pluja									
				Pluviòmetre 1		Pluviòmetre 2		Pluviòmetre 3	Pluviòmetre
Diàmetre pluviòmetre (mm)				55,00		55,00		55,00	55,00
Sup. pluviòmetre (cm2)				23,76		23,76		23,76	23,76
Aigua recollida (ml)				130,00		30,00		55,00	15,00
Temps recollida (min)				5,00		5,00		5,00	5,00
Intensitat pluja (mm h-1)				656,61		151,53		277,80	75,76
Intensitat pluja mitjana (mm h-1)				290,42					
2. Temps d'infiltració i recollida de mostres									
Temps de generació d'escorrentiu (min)				1,17					
Temps recollida ampolles (min)				2,0					
3. Volum total i pes total									
Fracció de temps (min)	Volum recollit (ml)	Tara ampolla (g)	Pes total (g)	Pes H2O+ sediments (g)	Densitat escorrentiu (g/ml)				
2	510,0			512,5	1,0				
4	520,0			523,8	1,0				
6	630,0			632,5	1,0				
4. Fraccionament mostra									
Fracció de temps (min)	Tara SG (g)	Total SG (g)	SG (g)	Tara SF (g)	Total SF (g)	SF (g)	Tara vaset llims+ argiles (g)	Total llims+ argiles (g)	Llims+ argiles (g)
2	42,91	42,96	0,05	40,24	40,38	0,14	168,22	170,54	2,32
4	43,31	43,58	0,27	38,94	39,60	0,66	395,86	398,71	2,85
6	43,70	43,72	0,02	39,11	39,35	0,24	395,70	397,96	2,26
			0,34			1,04			7,43
5. Fraccionament mostra									
Fracció de temps (min)	SG (g/m2 h)	SF (g/m2 h)	Llims+ argiles (g/m2 h)	Sed. Total (g/m2 h)	Esc. (ml)	Esc. (mm/h)	Coef. Esc (%)		
2	6,30252	17,647	292,437	316,38655	510,0	15,3	5,268		
4	34,0336	83,193	359,244	476,47059	520,0	15,6	5,371		
6	2,52101	30,252	284,874	317,64706	630,0	18,9	6,508		
promiq	14,2857	43,697	312,185	370,16807	553,333333	16,6	5,716		

Annex I. Resultats de la mesura del recobriment de l'alçada i la vegetació

Taula 1. Percentatge del recobriment herbaci per a cada un dels tres transectes realitzats per a cada tractament, durant els mesis d'abril i juny.

PARCEL·LA	TRACTAMENT	05-abr	12-abr	19-abr	10-mai	01-jun
C1	C		7	8	22	23
C2	C	2	8	8	25	30
C3	C	4	9	10	30	34
M1	M	10	50	70	100	100
M2	M	12	52	71	100	100
M3	M	15	55	77	100	100
E31	E3	31	55	75	100	100
E32	E3	35	53	77	100	100
E33	E3	33	60	78	100	100

Taula 2. Pes (en kg/ha) de les mostres de biomassa herbàcia recollides a les parcel·les control (C) i les tractades amb digest (M) i (E3).

codi	pes fresc (kg/ha)	pes sec (kg/ha)	humitat (%)
C1	294	54	82
C2	462	97	79
C3	882	214	76
M1	12647	2584	80
M2	17227	2977	83
M3	13992	2538	82
E31	12983	2534	80
E32	14984	2480	83
E33	16849	2896	83

Annex J. Resultats de l'inventari florístic

Taula 13. Inventari florístic de les parcel·les i estimació de l'abundància relativa (1=testimonial, 2=present, 3=abundant, 4=molt abundant, 5=dominant).

Nom científic	Autor	Família	Nom català	Nom castellà	Forma vital	Grup funcional	Control	E3	M
<i>Anagallis arvensis</i>	L.	Primulàcies	Morró blau		Th	Arvenses	0	1	1
<i>Avena barbata</i>	Pott ex Link in Schrad.	Gramínies (Poàcies)	Cugula		Th	Arvenses	1	0	0
<i>Brachypodium phoenicoides</i>	(L.) Roem. et Schultes	Gramínies (Poàcies)	Fenàs de marge		H	Arvenses	1	0	0
<i>Bromus madritensis</i>	L.	Gramínies (Poàcies)	Espigadella	Bromo	Th	Ruderal	0	1	1
<i>Bromus sterilis</i>	L.	Gramínies (Poàcies)	Margall llarg		Th	Ruderal	0	2	1
<i>Carduus nigrescens</i>	Vill.	Compostes (Asteràcies)			H	Ruderal	0	2	2
<i>Cerastium glomeratum</i>	Thuill.	Cariofil·làcies	Borrissol		Th	Ruderal	0	1	0
<i>Chenopodium album</i>	L.	Chenopodiàcies	Blet	Berza	Th	Ruderal	1	3	3
<i>Chenopodium opulifolium</i>	Schrad. ex Koch et Ziz	Chenopodiàcies	Blet de fulla petita	Cenizo	Th	Ruderal	1	2	2
<i>Coryza bonariensis</i>	(L.) Cronq.	Compostes (Asteràcies)			Th	Ruderal	2	1	2
<i>Coriaria myrtifolia</i>	L.	Coriariàcies	Roldor		NP	Ruderal	1	0	0
<i>Crepis vesicaria subsp. taraxacifolia</i>	L.	Compostes (Asteràcies)	Cap roig		H	Ruderal	2	2	1
<i>Dactylis glomerata</i>	L.	Gramínies (Poàcies)	Dactilo	Dactilo	H	Arvenses	2	5	5
<i>Diploaxis erucoides</i>	(L.) DC.	Crucíferes (Brassicàcies)	Ravenissa blanca		Th	Arvenses	1	2	2
<i>Echium vulgare</i>	L.	Boraginàcies	Llengua de bou		H	Arvenses	2	2	2
<i>Erucastrum nasturtifolium (E. obtusangulum)</i>	(Poirot) O.E. Schulz	Crucíferes (Brassicàcies)	Ravenissa groga		Ch	Ruderal	0	1	0
<i>Festuca arundinàcia</i>	Schreber	Gramínies (Poàcies)	Fenàs	Festuca alta	H	Arvenses	2	1	1
<i>Foeniculum vulgare</i>	Mill.	Umbel·líferes	Fonoll	Hinojo	H	Arvenses	1	0	1
<i>Fumaria capreolata</i>	L.	Papaveràcies	Fumària	Canejillos	Th	Arvenses	0	1	0
<i>Galactites tomentosa</i>	Moench	Compostes (Asteràcies)	Calcida blanca		Th	Ruderal	2	2	2
<i>Galium aparine subsp. aparine</i>	L.	Rubiàcies	Apelagós		Th	Arvenses	1	0	0
<i>Geranium rotundifolium</i>	L.	Geraniàcies	Agulles	Sausana	Th	Ruderal	0	1	0
<i>Inula viscosa (Dytrichia viscosa)</i>	(L.) Aiton	Compostes (Asteràcies)	Herba de puces, Olivarda	Hierba mosquera	NP	Arvenses	2	2	2
<i>Lamium amplexicaule subsp. amplexicaule</i>	L.	Labiades (Lamniàcies)	Flor-robí	Conejitos	Th	Ruderal	0	1	0
<i>Lolium perenne</i>	L.	Gramínies (Poàcies)	Margall		H	Arvenses	0	0	2
<i>Lotus corniculatus</i>	L.	Papilionàcies (Fabàcies)			H	Lleguminosa	1	0	0
<i>Malva sylvestris</i>	L.	Malvàcies	Malva	Malva	H	Ruderal	1	2	2
<i>Matricaria recutita</i>	L.	Compostes (Asteràcies)	Camamilla	Camomila	Th	Arvenses	0	1	0
<i>Medicago minima</i>	(L.) L.	Papilionàcies (Fabàcies)			Th	Lleguminosa	1	0	0
<i>Medicago sativa</i>	L.	Papilionàcies (Fabàcies)	Alfals, Userda	Alfalfa	H	Lleguminosa	3	1	1
<i>Mellilotus sulcatus</i>	Desf.	Papilionàcies (Fabàcies)	Almegó		Th	Lleguminosa	2	0	1
<i>Mentha pulegium</i>	L.	Labiades (Lamniàcies)	Poliol d'aigua		H	Ruderal	1	1	0
<i>Moricandia moricandioides subsp. moricandioides</i>	(Boiss.) Heywood	Crucíferes (Brassicàcies)	Colletxó		Ch	Arvenses	1	0	1
<i>Myosotis arvensis subsp. arvensis</i>	(L.) Hill.	Boraginàcies	Miosotis intermedia		H	Arvenses	0	1	1
<i>Onobrychis viciifolia</i>	Scop.	Papilionàcies (Fabàcies)	Trepadella, esparceta	Esparceta	C	Lleguminosa	3	2	2
<i>Oryzopsis miliacea</i>	(L.) Asch. et Graebn.	Gramínies (Poàcies)	Albellatge de cademera		C	Ruderal	0	1	0
<i>Papaver rhoeas</i>	L.	Papaveràcies	Rosella		Th	Arvenses	2	1	2
<i>Plantago lanceolata</i>	L.	Plantaginàcies	Costelles de dona		H	Arvenses	1	1	0
<i>Polygomon montanensis</i>	L.	Gramínies (Poàcies)	Cua de rata	Mijo silvestre	Th	Arvenses	0	0	1
<i>Ranunculus bulbosus subsp. aleae</i>	L. (Willk.) Rouy et Fouc	Ranunculàcies	Feridora	Hierba velluda	H	Ruderal	1	1	1
<i>Rubus ulmifolius</i>	Schott	Rosàcies	Esbarzer, romeguera		P	Ruderal	2	0	0
<i>Rumex crispatus</i>	DC.	Poligonàcies			H	Ruderal	0	0	1
<i>Sanguisorba minor</i>	Scop.	Rosàcies	Pimpinella menor		H	Arvenses	1	0	0
<i>Scholimus hispanicus</i>	L.	Compostes (Asteràcies)	Card de mori	Cardillo	H	Ruderal	0	1	1
<i>Solanum nigrum</i>	L.	Solanàcies	Morella vera		Th	Ruderal	0	1	1
<i>Sonchus asper</i>	(L.) Hill	Compostes (Asteràcies)	Lletsó punxós		Th(H)	Ruderal	1	2	2
<i>Taraxacum officinale</i>	Weber in Wiggers	Compostes (Asteràcies)	Pixallits	Diente de león	H	Arvenses	1	0	0
<i>Triticum vulgare</i>	L.	Gramínies (Poàcies)	Ordi	Cevada	Th	Arvenses	0	1	0
<i>Veronica arvensis</i>	L.	Escrofulariàcia	Veronica arvenses		Th	Arvenses	1	2	1
<i>Vicia cracca subsp. tenuifolia</i>	L. (Roth) Bonnier et Layens	Papilionàcies (Fabàcies)	Garlanda		H	Lleguminosa	3	1	1
<i>Xanthium spinosum</i>	L.	Compostes (Asteràcies)	Enganxagossos	Amores	Th	Ruderal	0	1	0

Annex K. Servei de Difracció de Raigs X



Universitat Autònoma de Barcelona

Servei de Difracció de Raigs X

Cerdanyola, 7/3/2018

Sorigué Acsa Conservación de Infraestructuras SAU
C/ Alcalde Pujol 4
25006 Lleida

A la atención de:
Sr. Marcos López Ballesteros

Análisis, por difracción de rayos X de polvo, de muestras de arcilla procedente del talud situado en el pK 22+650 de la autopista C-16 en el municipio de Terrassa

1) INSTRUMENTACIÓN

Se ha utilizado un difractómetro automático para polvo cristalino X'Pert Powder de Panalytical provisto de un tubo de Cu, un monocromador secundario de grafito (longitud de onda $K\alpha$ Cu, 1.5419 Å) y detector PIXcel^{1D}. Óptica primaria: filtro de níquel, rendija de divergencia de 1/8°, rendija Soller de 0.04 rad y rendija antidifusión de 1/4°. Óptica secundaria: rendija antidifusión de 5.7 mm para PIXcel^{1D}.

Condiciones de trabajo del tubo: 45 kV y 40 mA. El registro del difractograma se ha llevado a cabo con un barrido continuo entre 4° y 48° de 2θ; tamaño de paso, 0.026° de 2θ; tiempo neto por paso, 396.6 s.

2) MUESTRAS

Se han recibido tres muestras entregadas por el Dr. J. M. Alcañiz identificadas como "B", "R" y "V". Las muestras son suspensiones acuosas de color ocre con diferentes tonos: más amarillento en "B", más rojizo en "R" y más verdoso en "V". Según la información recibida, corresponden a la fracción arcilla (<2µm) aislada de muestras representativas de lutitas que afloran en el talud del pK 22+650 de la C-16 y que presentan variaciones locales de color (rojizo "R", verdoso "V" y amarronado "B"). Las suspensiones acuosas entregadas para el análisis se han obtenido mediante procesos de dispersión en agua, tamizado para separar arenas, eliminación de carbonatos, sedimentación de limos y concentración de las arcillas por centrifugación.



Servei de Difracció de Raigs X

Registrados los difractogramas de las tres muestras, orientadas, se ha constatado que las tres son similares a nivel cualitativo. Para los tratamientos y registros posteriores se ha considerado una muestra conjunta.

La muestra "K" corresponde a una suspensión de arcilla saturada de catión potasio, obtenida tras tres lavados con disolución 1M de KCl y posterior eliminación de cloruros con agua.

La muestra "Mg" corresponde a una suspensión de arcilla saturada de catión magnesio, obtenida tras tres lavados con disolución 0.5M de $MgCl_2 \cdot 6H_2O$ y posterior eliminación de cloruros con agua.

Los difractogramas registrados corresponden a:

- 1) Muestra orientada. Una fracción de la suspensión (aproximadamente 1 ml) se ha depositado sobre un portamuestras circular de vidrio y se ha dejado secar al aire.
- 2) Muestra calcinada. La muestra orientada se ha mantenido a 530°C durante una hora (calentamiento y enfriamiento progresivos).
- 3) Muestra tratada con etilenglicol (EG). La muestra orientada se ha dejado expuesta a los vapores de EG en un recipiente cerrado a temperatura ambiente durante dos días.

Los portamuestras se han hecho girar durante el registro

3) RESULTADOS

Los difractogramas de las muestras "B", "R" y "V", orientadas (Figuras 1-3) son similares desde un punto de vista cualitativo, las fases cristalinas mayoritarias presentes en ellas son las mismas aunque en proporciones diferentes (Figura 4).

Los minerales mayoritarios presentes en la muestra conjunta son minerales de la arcilla, no se observa la presencia significativa de otros minerales (cabe recordar el conjunto de tratamientos previos a los que se han sometido las muestras).

Las posiciones de los picos en relación con los diferentes tratamientos aplicados a la muestra conjunta indican la presencia mayoritaria de illita, caolinita y montmorillonita:

Illita

En los difractogramas de las muestras "K" y "Mg" orientadas (Figuras 5 y 6), de la muestra calcinada (Figura 7) y de la muestra tratada con EG (Figura 8) se observan sus picos (00l) con $l=1-5$ (Tabla 1). Las posiciones no dependen del tratamiento aplicado.



Universitat Autònoma de Barcelona

Servei de Difracció de Raigs X

Caolinita

En los difractogramas de las muestras "K" y "Mg" orientadas (Figuras 5 y 6) y de la muestra tratada con EG (Figura 8) se observan sus picos (001) y (002). El tratamiento con EG no modifica la posición de los picos (Tabla 2). En el difractograma de la muestra calcinada (Figura 7) sus picos no están presentes al haberse modificado la estructura de la caolinita por el calentamiento a 530°C.

Montmorillonita

Se observa su pico (001) en posiciones que dependen del tratamiento previo de la muestra (Figuras 5-8 y Tabla 3).

Dr. Angel Alvarez

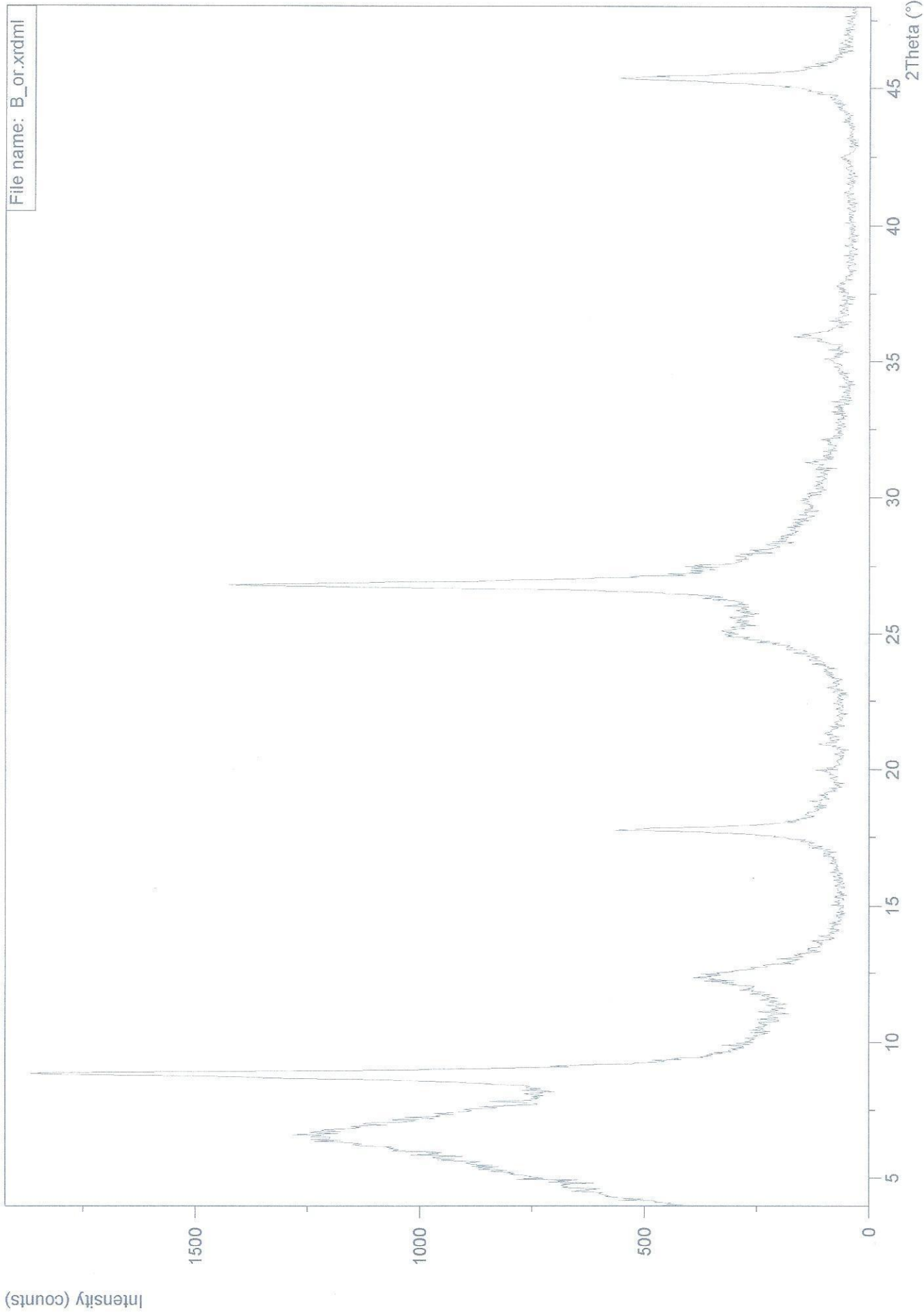


Fig. 1

Fig. 2

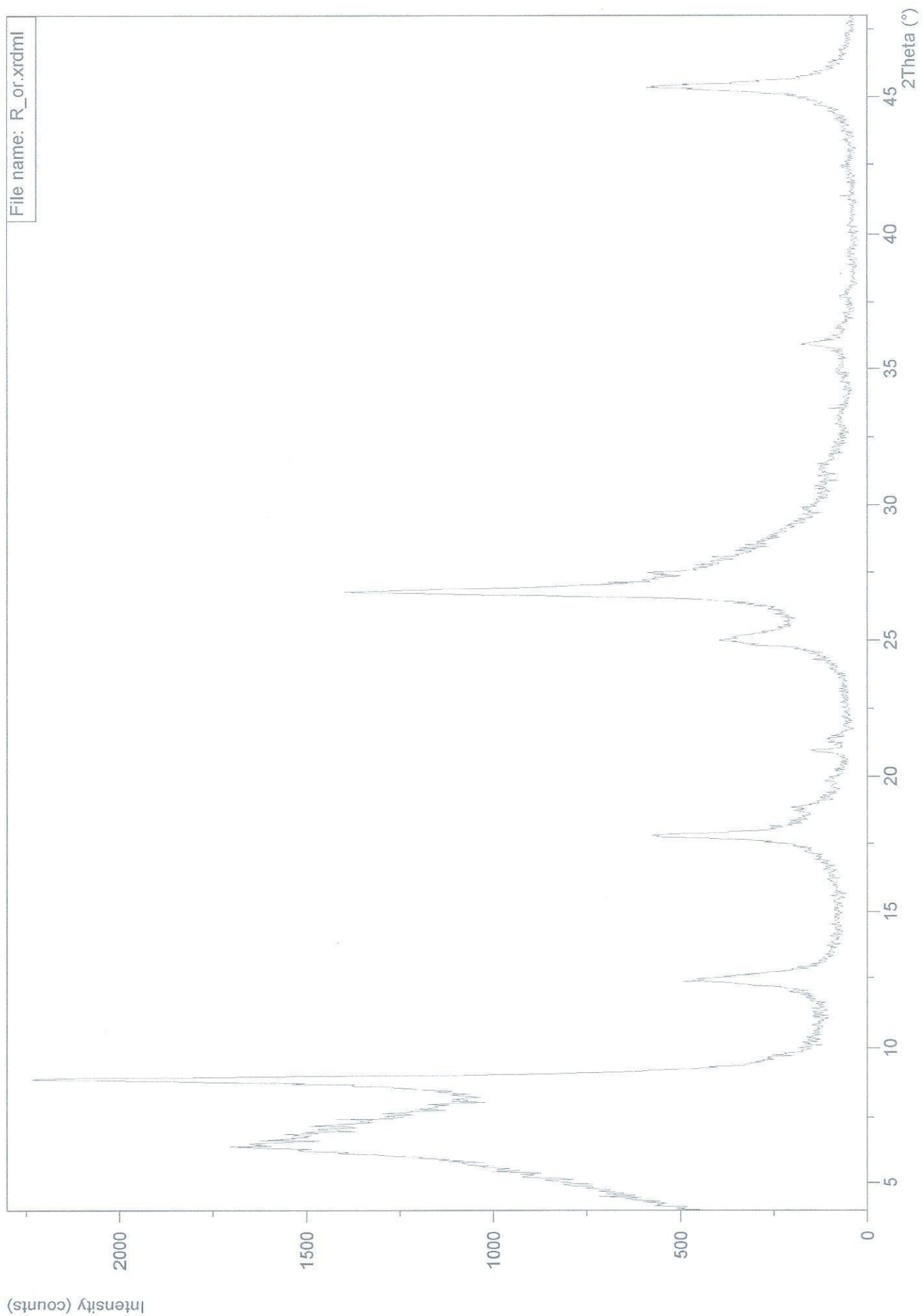


Fig. 3

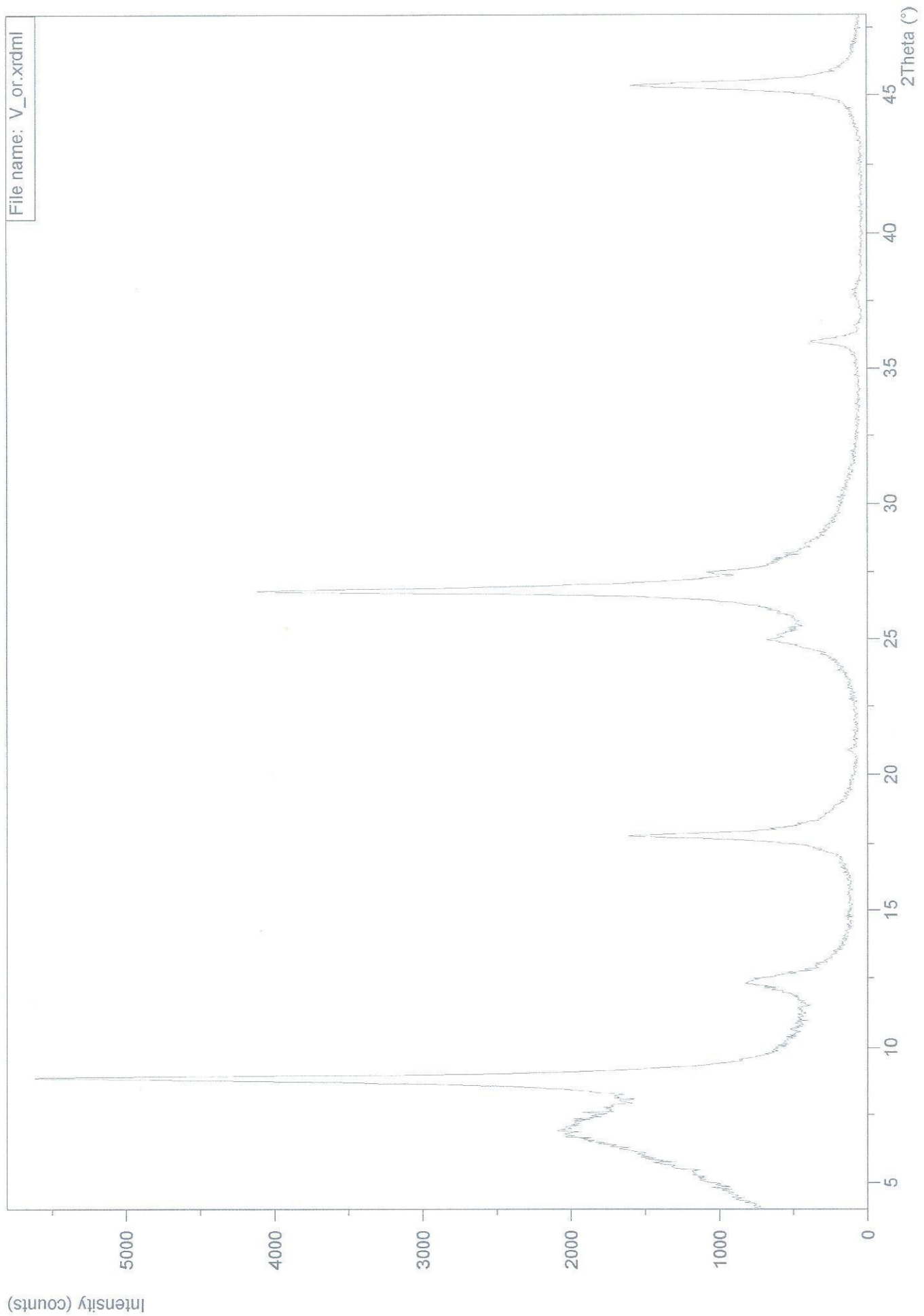


Fig. 4

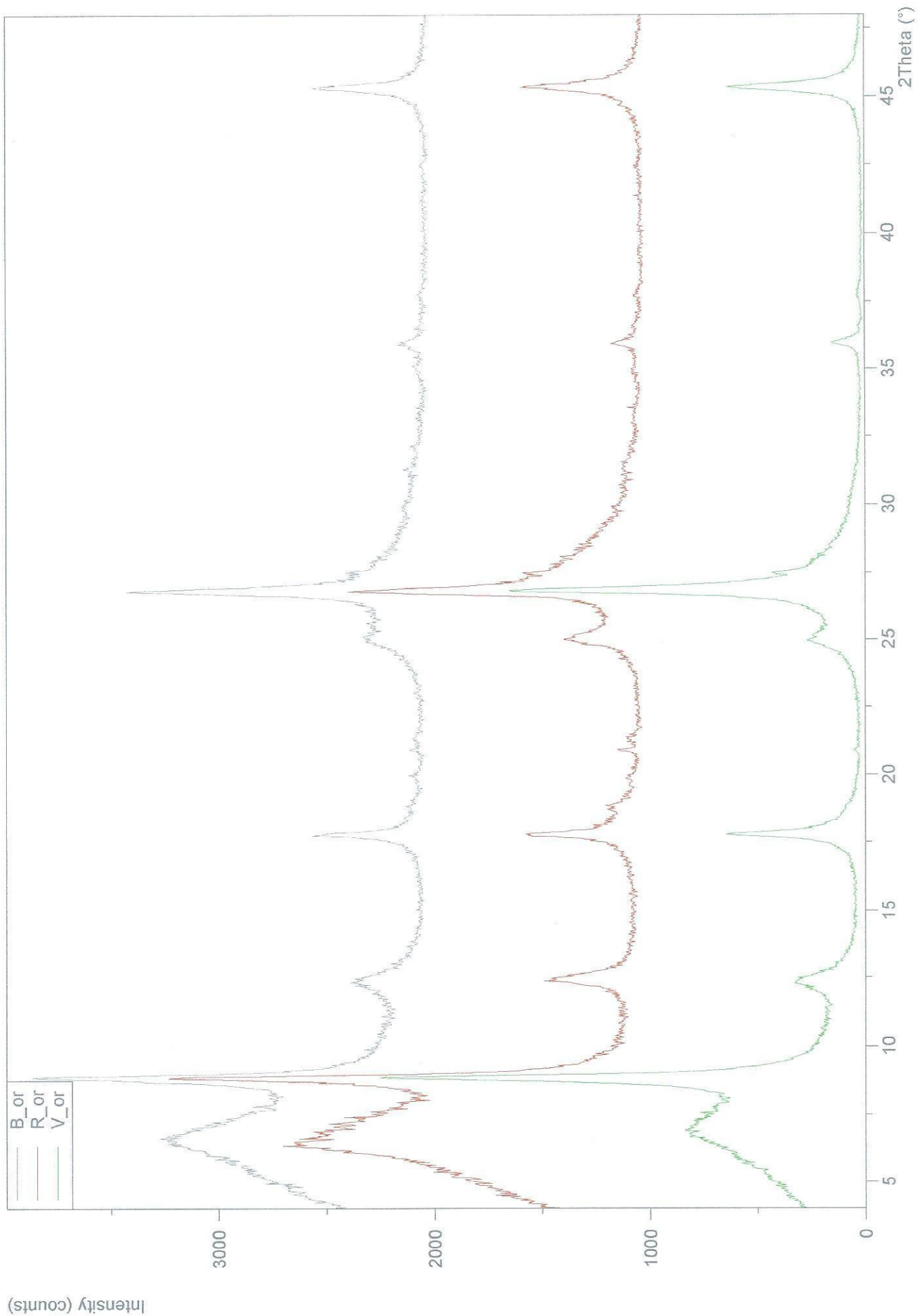


Fig. 5

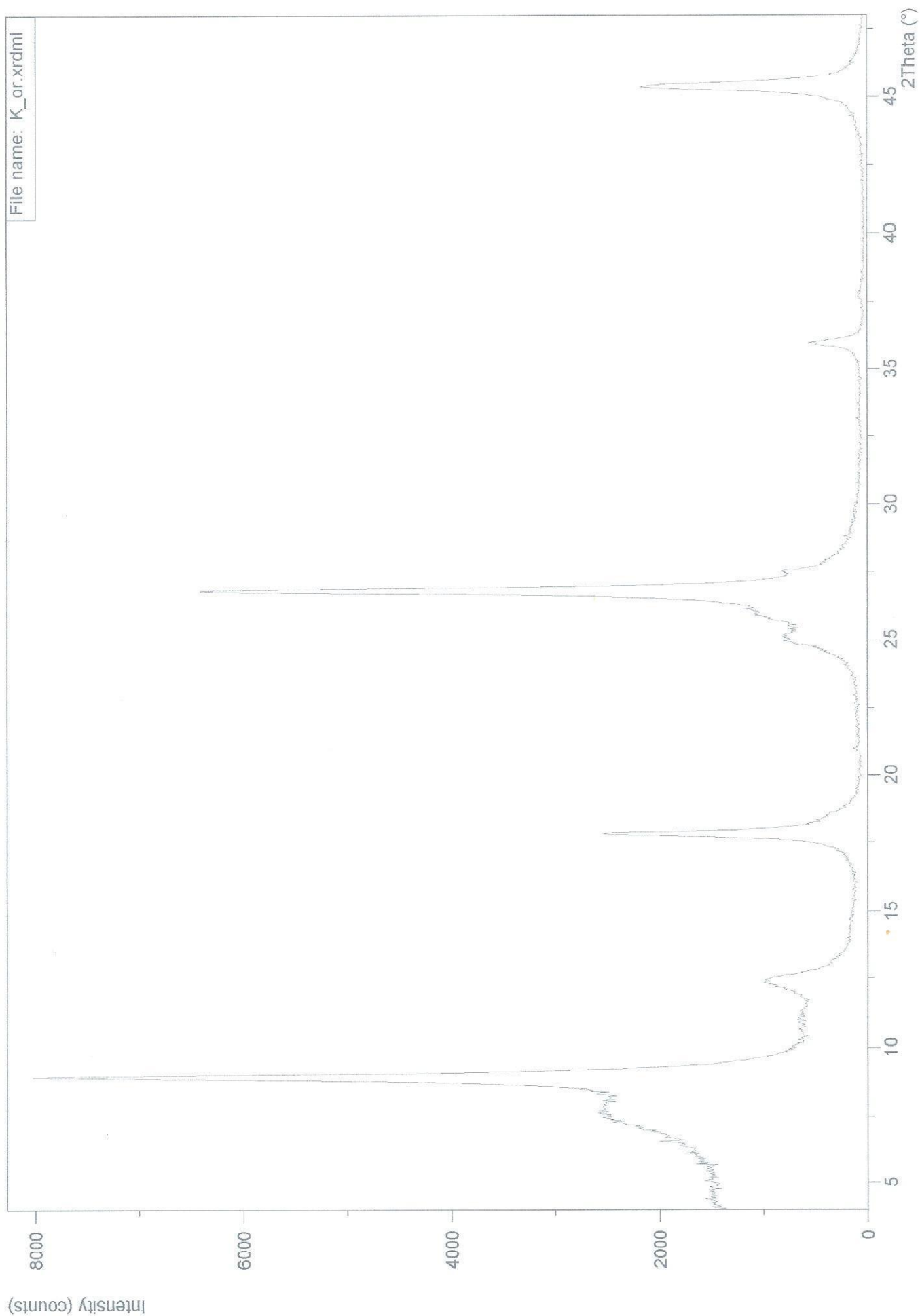
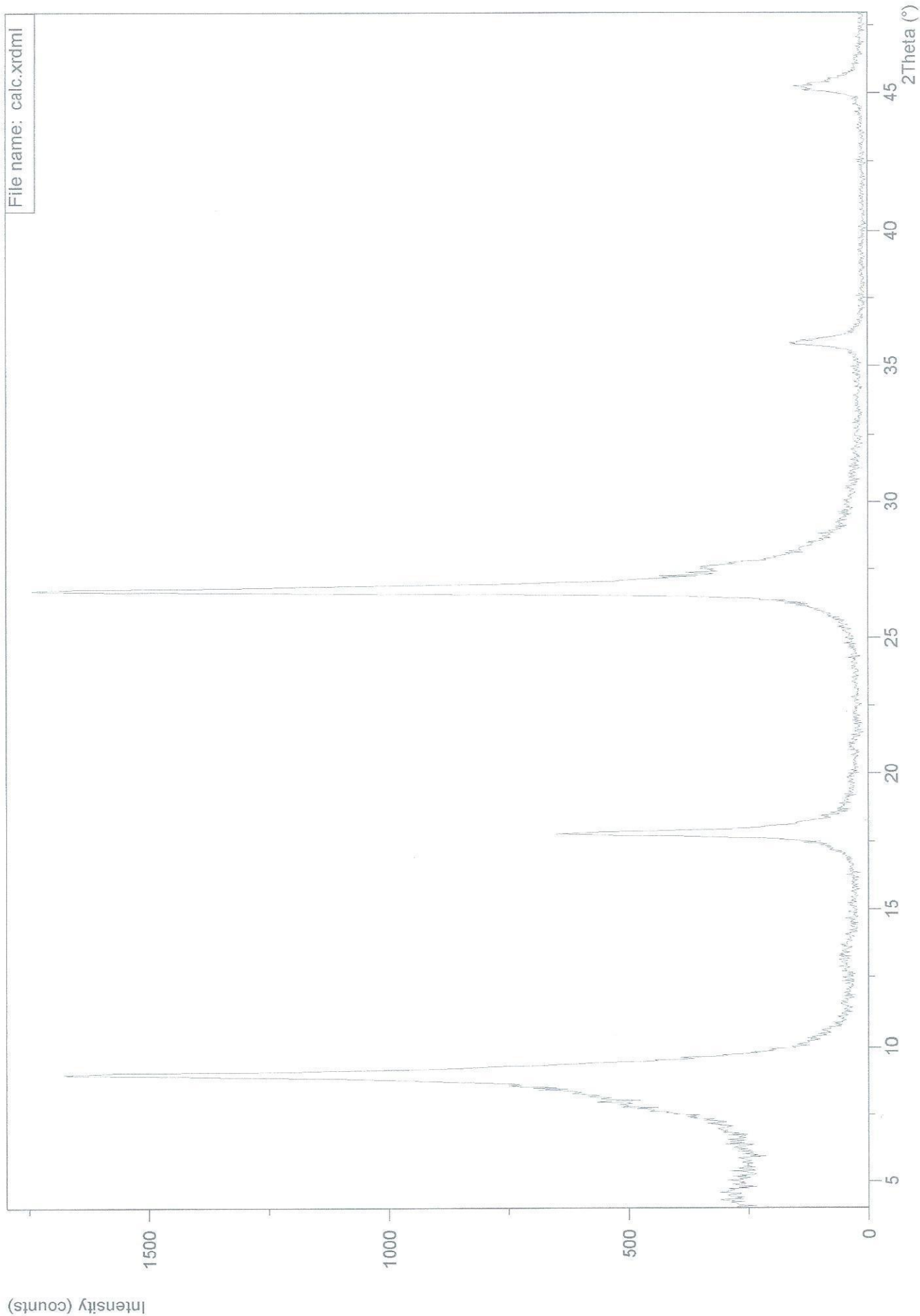


Fig. 6



Fig. 7



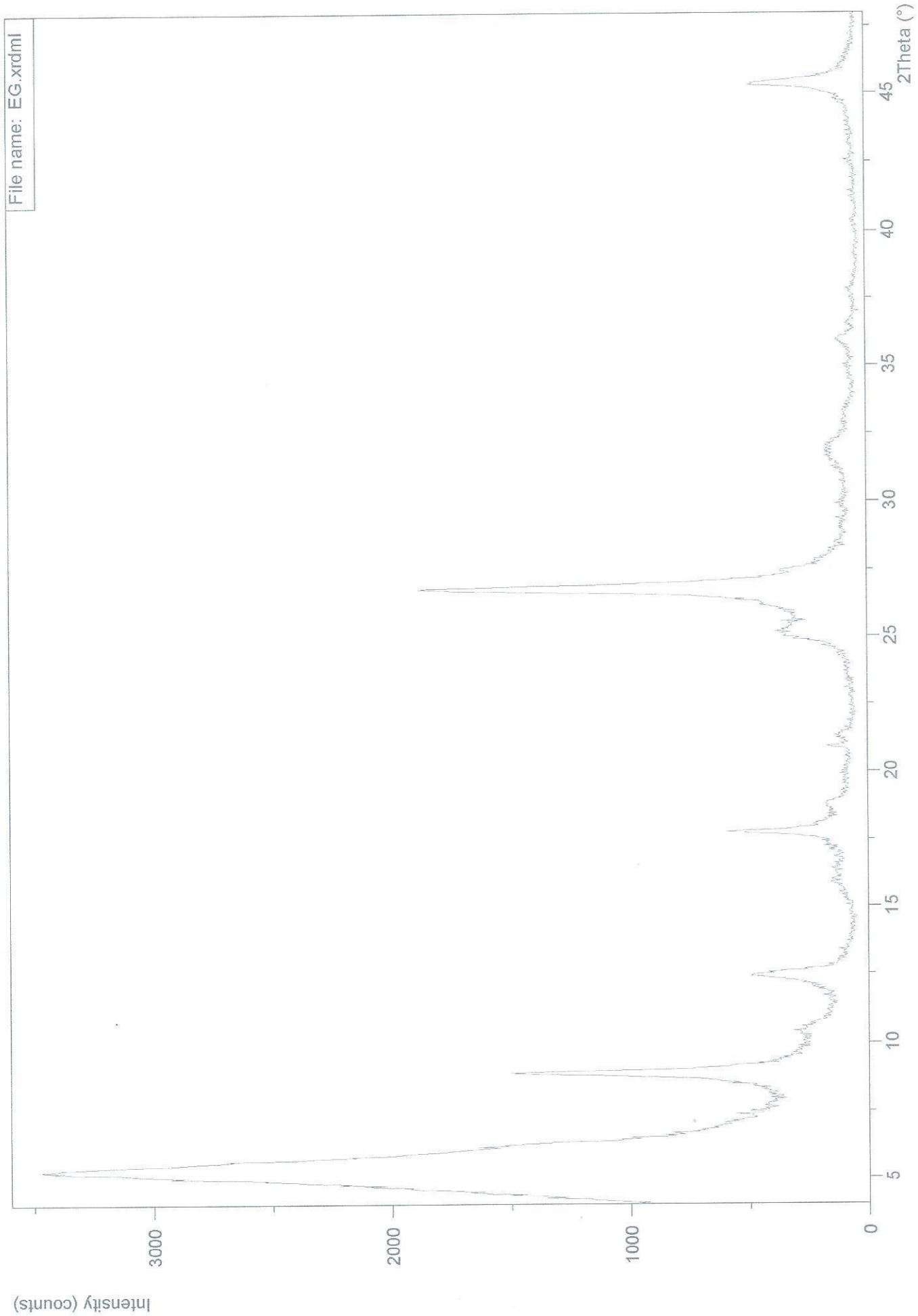


Fig. 8

Tabla 1. Picos de la illita (posiciones y espaciados reticulares) en los difractogramas registrados y valores de referencia.

Ref.	B_or 2θ(°)	d(Å)	R_or 2θ(°)	d(Å)	V_or 2θ(°)	d(Å)	K_or 2θ(°)	d(Å)	Mg_or 2θ(°)	d(Å)	calc 2θ(°)	d(Å)	EG 2θ(°)	d(Å)	Referencia d(Å)
(001)	8,86	9,99	8,85	10,00	8,86	9,98	8,90	9,94	8,87	9,97	8,95	9,89	8,88	9,96	9,9-10,1
(002)	17,77	4,99	17,77	4,99	17,78	4,99	17,80	4,98	17,82	4,98	17,78	4,99	17,78	4,99	5,00
(003)	26,77	3,33	26,77	3,33	26,79	3,33	26,78	3,33	26,75	3,33	26,75	3,33	26,76	3,33	3,33
(004)	35,91	2,50	35,94	2,50	35,96	2,50	35,96	2,50	35,97	2,50	35,82	2,51	35,96	2,50	2,50
(005)	45,34	2,00	45,37	2,00	45,35	2,00	45,38	2,00	45,36	2,00	45,23	2,00	45,36	2,00	2,00

Tabla 2. Picos de la caolinita (posiciones y espaciados reticulares) en los difractogramas registrados y valores de referencia.

Ref.	B_or 2θ(°)	d(Å)	R_or 2θ(°)	d(Å)	V_or 2θ(°)	d(Å)	K_or 2θ(°)	d(Å)	Mg_or 2θ(°)	d(Å)	calc 2θ(°)	d(Å)	EG 2θ(°)	d(Å)	Referencia d(Å)
(001)	12,36	7,16	12,43	7,12	12,37	7,15	12,40	7,14	12,45	7,11	---	---	12,42	7,13	7,15
(002)	24,93	3,57	24,99	3,56	24,95	3,57	24,94	3,57	25,09	3,55	---	---	25,12	3,55	3,58

Tabla 3. Picos de la montmorillonita (posiciones y espaciados reticulares) en los difractogramas registrados y valores de referencia.

Ref.	B_or 2θ(°)	d(Å)	R_or 2θ(°)	d(Å)	V_or 2θ(°)	d(Å)	K_or d(Å)	Mg_or d(Å)	calc 2θ(°)	d(Å)	EG 2θ(°)	d(Å)	Ref. d(Å)	Ref. d(Å)
(001)	6,52	13,55	6,39	13,83	6,72	13,15	11,50	14,12	8,95	9,88	9,9-10,1	16,77	16,9-17,1	16,9-17,1

Referencia: D. M. Moore, R. C. Reynolds. *X-Ray Diffraction and the identification and Analysis of Clay Minerals*, 2nd Ed. Oxford University Press. New York, 1997.