



Översvämningar på jordbruksmark – utredning av konsekvenser på mark och produktion

Ingrid Wesström, Pia Geranmayeh, Abraham Joel & Barbro Ulén



**Sveriges Lantbruksuniversitet
Institutionen för mark och miljö
Hydroteknik**

**Rapport 16
Report**

**Swedish University of Agricultural Sciences
Department of Soil and Environment
Hydrotechnics**

Uppsala 2016

Denna serie rapporter utges av Hydroteknik, Institutionen för mark och miljö vid Sveriges lantbruksuniversitet. Serien publiceras endast elektroniskt och är en fortsättning av tidskriftsserien Rapporter (ISSN 1653-6797) utgiven åren 2006-2009.

This series of Reports is published by Hydrotechnics, Department of Soil and Environment, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala. The reports are only published electronically and are a continuation of the former Reports (ISSN 1653-6797).



Översvämningar på jordbruksmark – utredning av konsekvenser på mark och produktion

Ingrid Wesström, Pia Geranmayeh, Abraham Joel & Barbro Ulén

ÖVERSVÄMNINGAR PÅ JORDBRUKSMARK – UTREDNING AV KONSEKVENSER PÅ MARK OCH PRODUKTION

FÖRORD

Denna utredning har tillkommit inom ramen för projektet ”Ökad förmåga att hantera konsekvenser av allvarliga väderhändelser - översvämningar som modell”. Projektet, som har finansierats av Jordbruksverket och Myndigheten för samhällsskydd och beredskap (MSB), har drivits av Jordbruksverket under åren 2013-2015. Resultat och slutsatser från projektet finns sammanfattade i två rapporter utgivna av Jordbruksverket; ”Jordbruket och väderrelaterade störningar. Konsekvenser av översvämningar för växtodling och djurhållning, OVR373” och ”Översvämning! Samhällets krisberedskap och förebyggande arbete när det gäller översvämningar som drabbar jordbrukssektorn, Rapport 2016:01”.

I denna rapport redovisas en kompletterande utredningen till en hydraulisk/hydrologisk del i projektet. Målet med utredningen har varit att öka förståelsen och ge bedömningsunderlag för konsekvenserna av höga flöden på jordbruksmark och vatten i landskapet ur ett markfysikaliskt perspektiv samt belysa hur växtproduktion påverkas av höga flöden och översvämningar.

Uppsala den 6 mars, 2016

Ingrid Wesström

REFERAT

Dagens jordbruksproduktion är anpassat och uppbyggt efter nuvarande klimatförhållanden, men med förändringar i klimatet kommer också förutsättningarna för odling att förändras. Syftet med denna rapport var att göra en sammanställning av hur jordbruksmarkens egenskaper och funktion som växtplats kan påverkas av kortvariga och långvariga översvämningar. I rapporten ingår också en beskrivning av konsekvenser för jordbrukets miljöpåverkan på kort och lång sikt. Ett förändrat klimat med varmare vintrar och mer nederbörd, kommer att leda till högre avrinning och översvämning av vattendrag. En kortvarig översvämning innebär att markprofilen är helt vattenmättad under 1-3 dagar innan den kan dräneras till jämvikt. Vid en långvarig översvämning är marken vattenmättad i 1-2 veckor.

God markstruktur är en av de viktigaste markegenskaperna för att upprätthålla jordbruksproduktionen och för att bevara markens bördighet. Klimatet påverkar strukturstabilitet både direkt genom variationer i nederbörd, temperatur och vindförhållanden och indirekt genom klimatets påverkan på de fysikaliska, kemiska och biologiska processerna i marken. Strukturstabiliteten är avgörande för transport och lagring av vatten, markandning, markens bärighet, erosionskänslighet och biologisk aktivitet. Processernas betydelse och den direkta påverkan på marken varierar beroende på jordart, mest känsliga är friktions- och flytjordar som förlorar sin struktur vid vattenmättnad och blir instabila. Makroaggregaten i kohesionsjordar kan falla sönder redan vid kortvariga översvämningar.

Vid långvariga översvämningar gynnas tillväxten av anaeroba bakterier som vanligtvis är förknippade med kvävgasförluster, rotsjukdomar och ackumulation av för växterna skadliga toxiner. För att bevara en bra markstruktur krävs en kombination av olika åtgärder där de viktigaste åtgärderna är att hålla marken bevuxen så stor del av året som möjligt, god dränering och minimerad markpackning.

De flesta grödor kan tolerera kortare perioder av vattenmättnad, men toleransen varierar beroende på faktorer som temperatur, luftfuktighet och utvecklingsstadium. Ett överskott av vatten i markprofilen kan ge lägre skördar dels på grund av att dålig markbärighet försenar vårbruk och dels på grund av att syrebrist leder till låg grobarhet, biokemisk förgiftning och dåligt växtnäringsupptag. I områden som regelbundet utsätts för översvämning kan man bygga skyddsvallar. Andra förebyggande åtgärder är att ha en bra dränering, ta bort skörderester och att odla sorter som kan återhämta sig efter vattenmättnad. I vissa fall kan även en tillskottsgiva av kväve minska skördeförluster efter översvämning.

Översvämningar som påverkar växtproduktionen negativt medför ett lägre växtnäringsupptag och ökade förluster av näringsämnen som kväve och fosfor. Näringsförlusterna av kväve respektive fosfor sker med olika flödesvägar och skiljer sig framförallt åt beroende på jordart. Generellt är kväveförlusterna störst från friktionsjordar, medan fosforförlusterna främst sker från erosionskänsliga kohesions- och flytjordar. Åtgärder för att motverka fosforförluster bör sättas in framför allt i områden där man både har kritiska källområden och snabba transportvägar. Strukturkalkning är en bra åtgärd för att minska fosforförlusterna på lerjordar. Andra åtgärder är anpassade skyddszoner och fångdammar för fosfor. Viktiga åtgärder för att minska kväveförlusterna är fånggrödor, reglerbar dränering, tvåstegsdiken och våtmarker.

ABSTRACT

Today's agricultural production is designed and managed according to current climate conditions, but with climate changes there will also be changing conditions for farming. The objective of this report was to make a compilation of how agricultural soil properties and function as a plant habitat can be affected by short-term and long-lasting floods. The report also includes a description of agri-environmental impact in the short and long term perspective. A changing climate with warmer winters and more precipitation, will lead to higher runoff and flooding of waterways. A short-lived flooding means that soil profile is completely water saturated during 1-3 days before it is drained into equilibrium. In the event of a prolonged flooding the soil is water saturated during 1-2 weeks.

Good soil structure is one of the most important soil properties to maintain agricultural production and to preserve soil fertility. Climate affects the structure stability both directly through variations in rainfall, temperature and wind conditions and indirectly through the climate's impact on physical, chemical and biological processes in the soil. Structural stability is vital for the transport and storage of water, soil respiration, soil bearing capacity, sensitivity of erosion and biological activity. Friction soils lose their structure during waterlogging and become unstable. Macro aggregates in cohesion soils can fall apart already during short-term flooding. Long-lasting floods benefit the growth of anaerobic bacteria that are usually associated with losses of nitrogen gases, root diseases and accumulation of for plants harmful toxins. Populations of the fungus mycorrhizae (AM) are greatly reduced by prolonged flooding. Maintaining good soil structure requires a combination of different measures where the most important measures is to keep the soil covered as much of the year as possible, good land drainage and minimized soil compaction.

Most crops can tolerate short periods of waterlogging, but the tolerance varies depending on factors such as temperature, humidity and stage of development. An excess of water in the soil profile can give lower crop yields due to bad soil bearing capacity delayed spring tillage and planting and partly due to lack of oxygen leads to low germination, bio-chemical poisoning and low nutrient uptake. In areas which are periodically exposed to flooding protective dikes can be built. Other preventive measures are to have good land drainage, removing crop residues and to grow varieties that can recover after waterlogging. In some cases, a supplementary application of nitrogen can reduce harvest losses after flooding.

Floods affecting crop yield negatively implies a lower nutrient uptake and increased losses of nutrients such as nitrogen and phosphorus. Losses of nitrogen and phosphorus are carried out with different flow paths, and differ primarily depending on soil type. Generally, nitrogen losses are greatest from friction soils, while phosphorus losses mainly occur from erosion sensitive cohesion soils. Measures to prevent phosphorus losses should be deployed particularly in areas which are both critical source areas and have high-velocity transport routes. Structure liming is a good measure to reduce phosphorus losses on clay soils. Other measures are adapted protection zones and small catch dams for phosphorus. Important measures to reduce nitrogen losses are cover crops, controlled drainage, two-stage ditches and wetlands.

Innehållsförteckning

BAKGRUND	5
Syfte	5
ÖVERSVÄMNINGAR	6
Kortvariga översvämningar	7
Långvariga översvämningar	7
Återkommande översvämningar	7
FLÖDESVÄGAR I AVRINNINGSSOMRÅDET	7
Faktorer som påverkar storleken på avrinningen från dränerad jordbruksmark i tid och rum	9
MARKENS UPPBYGGNAD OCH FUNKTION SOM VÄXTPLATS	10
Markens struktur.....	11
Hur påverkas markens strukturstabilitet av kortvariga, långvariga och återkommande översvämningar?	17
Hur påverkas markbiologin av kortvarig respektive långvarig översvämning?	18
Vilka åtgärder kan man vidta för att minska påverkan och/eller förbättra markstrukturen efter översvämning?.....	19
MARKEN SOM VÄXTPLATS VID ÖVERSVÄMNING	23
Påverkan av översvämningar på marken som växtplats genom förändringar av markens fysiska, kemiska och biologiska egenskaper	23
Olika grödors känslighet för kortvariga och långvariga översvämningar	25
Förebyggande åtgärder inom växtodling.....	28
Vilka åtgärder kan man vidta för att minska skördeförlusterna efter översvämning?.....	30
FÖRLUSTER AV VÄXTNÄRINGSÄMNE	32
Fosforförluster från jordbruksmark	32
Förluster av kväve	35
Hur påverkas näringsförlusterna av kortvarig respektive långvarig översvämning?	37
Vilka åtgärder kan man vidta för att förebygga och minska näringsförluster efter översvämning? .	37
REFERENSER	40

BAKGRUND

Dagens samhälle är anpassat och uppbyggt efter ett visst klimat, men med klimatförändringar ändras förutsättningarna för hela vårt samhälle. Det globala klimatet har blivit varmare. Under det senaste seklet har den globala temperaturen stigit med i genomsnitt 0,7 °C (IPCC, 2007). Inom ramen för ett nytt klimatavtal ska den globala uppvärmningen hållas så långt under två grader som möjligt, jämfört med förindustriell nivå. Inom EU-projektet IMPACT2C (2011-2015) har man studerat vad som händer med klimatet i Europa om den globala medeltemperaturen stiger 2 grader (EU, 2016). Resultaten från projektet visar att temperaturförändringen i nordligaste Sverige under vintern kan komma att överskrida 3 °C när globala medeltemperaturen ökar med 2 °C. De södra delarna av landet beräknas få en temperaturökning på mellan 1,5 och 2 °C. Motsvarande förändringar i total nederbörd visar en ökning under vintern med 10-20 procent och att högsta dygnsnederbörden ökar med cirka 10 procent. Under sommaren förväntas inga förändringar i total nederbörd i södra Sverige men i de norra delarna förväntas en ökning med 10-15 procent. Samtidigt ökar extremnederbörden i hela landet med uppemot 10-20 procent. Förändring i nederbörden kommer att leda till ökade översvämningssrisker kring sjöar och längs med vattendrag, vilket kan påverka jordbruket, bebyggelse, infrastruktur och kommunikationer.

När klimatet blir varmare flyttar klimat- och vegetationszoner norrut. Inom jordbruket innebär en förlängd vegetationsperiod möjligheter till ökade skördar och odling av grödor som kräver längre växtsäsong samtidigt som trycket från skadedjur och växtsjukdomar kan komma att öka. De förändrade nederbördsmönstren medför nya behov av dränering och bevattning. Blötare markförhållandena i kombination med minskad tjälbildning vintertid ökar risken för markstrukturproblem som på sikt kan försämra markens bördighet.

Under åren 2013 till 2015 har Jordbruksverket drivit ett projekt med syfte att öka samhällets förmåga att bedöma konsekvenserna av översvämningar för jordbrukssektorn och hur dessa kan hanteras (Jordbruksverket, 2015; 2016). Ett viktigt mål för projektet har varit att höja kunskapsnivån om konsekvenser av översvämning av jordbruksmark. Detta för att ge ett underlag till de myndigheter som genomför risk- och sårbarhetsanalyser samt tar fram åtgärdsplaner.

Syfte

Syftet med denna rapport var att göra en sammanställning av hur jordbruksmarkens egenskaper och funktion som växtplats kan påverkas av höga flöden i närliggande vattendrag och av kortvariga och långvariga översvämningar. I denna sammanställning ingår en beskrivning av direkta och indirekta skador på markstrukturen och hur de inverkar på växtproduktion i relation till varaktighet av vattenmättnad. För att få en ökad förståelse för hur jordbruksmarkens produktion kan påverkas av översvämningarna ingår också hur olika grödor klarar översvämningar och vilka grödor som är känsliga även för kortvarig översvämning samt vad det får för konsekvenser för jordbrukets miljöpåverkan på kort och lång sikt.

ÖVERSVÄMNINGAR

Översvämning av mark kan ha sitt ursprung i att närliggande ytvattenförekomster översvämmas, en höjning av havsvattenståndet eller orsakas av kraftiga regn i avrinningsområdet. Riklig nederbörd, snösmältning eller isproppar som orsakar en kraftig höjning av vattennivån lokalt är vanliga orsaker till att ytvattenförekomster översvämmas. De kraftigaste översvämningarna uppstår när flera faktorer som höjer vattennivån inträffar samtidigt som marken är vattenmättad (MSB, 2016).

I tätbebyggda områden kan häftiga och kraftiga regn orsaka översvämningar i bäckar och diken samt på gator när dagvattenssystemets kapacitet överskrids. De viktigaste hydrologiska effekterna av urbanisering är en ökad ytavrinning både till intensitet och volym, reducerad infiltration och sänkning av grundvattennivån. Avrinningsförloppen blir snabba på grund av att exploaterade områden innehåller en stor andel hårdgjorda avrinningsytor. Från ett högexploaterat område kommer huvuddelen av årsnederbörden (80-90 %) att rinna av i ett snabbt förlopp jämfört med omkring 30-50 % från ett naturområde.

Sommar- och höstöversvämningar orsakas av rikliga regn. I början på sommaren kan vattennivån ännu vara hög p.g.a. vatten från snösmältningen, varvid också en liten nederbördsmängd kan höja vattennivån i vattendrag över bredden. Diken kan ha lägre flödeskapacitet under sommaren än på våren p.g.a. växtlighet i dikeslänter och dikesbotten. När markens vattenhalt ökar under hösten, ökar ytavrinningen och vattennivån har en benägenhet att stiga till översvämningarnivåer. Vinter- och våröversvämningar uppstår när stora vattenmängder finns lagrade i snön, snösmältningen sker snabbt, hög nederbörd under smältperioden och en stor mängd vatten finns lagrad i tjälad mark.

Översvämningar p.g.a. isproppar uppkommer när is anhopas i vattendragens trånga passager i sjöfattiga avrinningsområden och när högvatten under våren inträffar samtidigt som islossningen. Också en värmebölja under vintern och en ökning av vattenkraftverkens avtappning kan öka vattenföringen, varvid isarna kan börja röra på sig. Ispropparnas omfattning beror på hur snabb vårens ankomst är, vattenföringen samt vattendragets morfologi.

Höjning av havsvattenståndet beror vanligen på stormar. En höjning av havsvattenståndet kan leda till översvämningar av låglänta kustområden. Östersjöns vattennivå påverkas framförallt av lufttrycket, vindstyrka och vindriktning, vattenflödet genom de danska sunden och under vintern, istäckets utbredning.

Under syfte resonerar vi kring situationer med kortvariga och långvariga översvämningar. Det finns vad vi vet ingen allmän definition för dessa benämningar. Vi har därför utifrån erfarenhet tagit fram förslag på definitioner som vi kommer använda oss av i frågeställningarna. Fokus i definitionerna är graden av vattenmättnad i marken, varaktighet och dess effekter på jordbruksmark.

Kortvariga översvämningar

En förhöjd vattennivå som innebär att markprofilen blir helt vattenmättad under 1-3 dagar innan den kan dräneras till jämvikt. Detta orsakar inga stora, men kanske begränsade skador på marken och växter. Däremot kan det vara en ökad risk för växtnäringsläckage.

Långvariga översvämningar

En förhöjd vattennivå som innebär att markprofil blir helt vattenmättad under 1-2 veckor innan marken kan dräneras till jämvikt. Detta kan leda till bestående skador på mark, växter och en ökad risk för växtnäringsläckage.

Återkommande översvämningar

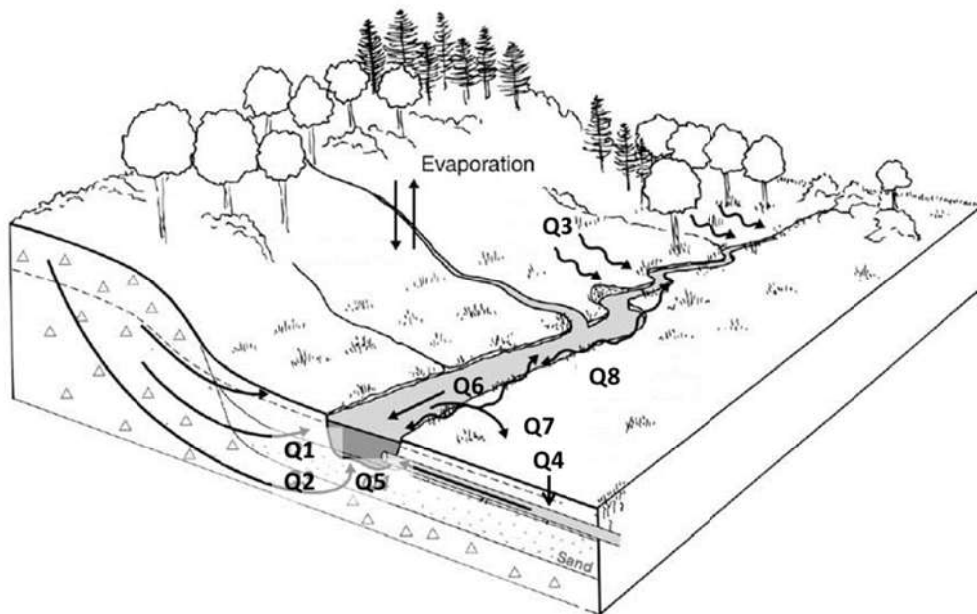
Återkommande översvämningar kännetecknas av vattenmättad mark, översvämmad mark eller mark som har stående ytvatten tillräckligt länge under växtsäsongen för att utveckla anaerobiskt tillstånd (utan syre) som gynnar groning och tillväxt av växter som växer i vatten eller växer i ett substrat som är anaeroba på grund av vattenmättnad. Vattenmättnad eller översvämning i kombination med makro- och mikrobiell aktivitet i marken som förbrukar syre påskyndar syrebrist i de flesta jordar. Förbrukning av syre av mikrober främjar vissa biogeokemiska processer, såsom ackumulering av organiskt material och reduktion av järn och andra reducerbara ämnen. Dessa processer leder till att jorden får karakteristiska egenskaper som finns kvar både under våta och torra perioder.

FLÖDESVÄGAR I AVRINNINGSOMRÅDET

Av det vatten som faller ner på marken i landskapet i form av regn, snö, hagel, dagg eller rimfrost kommer en liten del av nederbörden avdunsta direkt, medan resterande del transporteras i olika hydrologiska flödesvägar genom eller på marken. Dessa hydrologiska flödesvägar illustreras i Figur 1 enligt Dahl et al. (2007) och Hoffmann et al. (2009), med ytterligare tillägg av författarna genom att lyfta fram betydelsen av vattnets infiltration i marken. *Grundvattenflöde* kan delas in i den diffusa flödesvägen (Q1), som representerar utströmningsområden där lokalt och regionalt grundvatten passerar genom strandnära sediment, och direkt grundvattenavrinning genom recipientbotten (Q2). Uppehållstiden beror på platsspecifika egenskaper såsom skillnader i tryckpotentialer, vattenhållande förmåga och hydrauliska konduktivitet. Direkt grundvattenavrinning genom recipientbotten tillåter endast en begränsad kontakt med det strandnära sedimentet. *Ytvattenavrinning* (Q3) påverkas framförallt av topografin och markens infiltrationskapacitet som bestämmer om vattnet stannar kvar på markytan eller *infiltrerar i marken* (Q4). Infiltrationen påverkas av markens textur och struktur. Efter infiltrationen flödar vattnet snabbt via *dräneringsledningar* (Q5). Flödes hastigheten i *vattendragen* (Q6) påverkas av topografin, markens lutning och storleken på avrinningsområdet. I varje vattendrag förekommer fysiska processer såsom erosion, deposition (sedimentation) och transport. Dessa processer påverkas av avrinningsområdets naturliga förutsättningar till exempel geologin, topografin, klimatet, hydrologin mm. Inte minst vegetation i och längs med vattendraget påverkar de fysiska processerna och fårans form och djup. Erosion i vattendrag orsakas av varierande vattenstånd, högt flöde och vattenhastigheten. Både erosion och sedimenttransport styrs av energin i rinnande vatten, som i sin tur är beroende av en energigradient som beror på nivåskillnader i vattendraget.

Översvämning av vattendrag (Q7) på strandnära områden mer eller mindre regelbundet beror på klimatförhållanden, topografi och tvärsnittsarean av vattendraget. Det hydrologiska samspelet mellan vattendragets vatten och grundvattnet i de strandnära områdena sker i den så kallade hyporheiska zon (Q8).

Hur stor del av nederbörden som på det ena eller andra sättet försvinner från markytan är beroende på markytans lutning, jordarternas genomsläpplighet, vegetation, fuktighet, solstrålning m.m. Stora variationer kan förekomma på olika platser.



Figur 1. Hydrologiska flödesvägar; grundvattenflöden (Q1-2), ytvattenavrinning (Q3), markinfiltration (Q4), flöde i dräneringsledningar (Q5), flöde i vattendrag (Q6), översvämning av vattendrag (Q7) och ”hyporehiskt” flöde (Q8). Efter Dahl et al. (2007) och Hoffmann et al., 2009.

Flödesvägarna av vatten utgör även transportvägar av växtnäringsämnen som kväve och fosfor och har därför stor betydelse för förlusterna av näringsämnen. Markens fysikaliska och kemiska egenskaper och förhållanden avgör om växtnäringsämnena kommer att bindas, omvandlas eller transporteras vidare i de olika flödesvägarna. Förändrat klimat med varmare vintrar och mer nederbörd i form av regn under vintrarna, kommer att leda till högre avrinning och ökning av vissa flödesvägar, framförallt ytvattenavrinning och översvämning av vattendrag. I den här sammanställningen kommer framförallt sättet hur kraftigt regn som orsakar stående vatten eller översvämningar av vattendrag påverkar markinfiltrationen och ytvattenavrinningen att lyftas fram och vad det får för konsekvenser för marken, växten och miljön.

Faktorer som påverkar storleken på avrinningen från dränerad jordbruksmark i tid och rum

De hydrologiska effekterna av ett dräneringssystem, jämfört med hydrologin hos naturligt dränerad mark, beror på *nederbördskaraktäristiska, typ av dräneringssystem, markens fysikaliska egenskaper och historiska markfuktighetsförhållanden*. Ett dräneringssystem har direkta effekter på fördelningen av avrinning mellan ytvattenavrinning och markvattenflöde.

Utformning och skötsel av dräneringssystem har en stor effekt på mängden och kvaliteten på vatten som lämnar avrinningsområdet (Skaggs et al. 1994). I en sammanställning av försöksdata från 14 försöksplatser i North Carolina, USA, med totalt 125 försöksår framkom att uppodling av mark och installation av dräneringssystem ledde till en total årlig ökning av avrinningen med 5 till 10 % från fältkanten, beroende på nederbördens omfattning (Skaggs, 1980; Gregory et al., 1984; Evans et al., 1989). I medeltal ökade täckdikningen den genomsnittliga årliga avrinningen med mindre än 5 % jämfört med ytvattenavledning genom öppna diken.

I allmänhet har täckdikessystem mindre ytvattenavrinning och lägre topputflöden än avvattning med ytvattenavledning genom öppna diken (Skaggs, 1987; Irwin & Whitely, 1983; Gregory et al., 1984; Gilliam & Skaggs, 1986; Evans et al., 1989). Genom att grundvattennivån sänks leder täckdikning till en ökning av det tillgängliga utrymmet i markens porvolym för tillfällig lagring av vatten. Detta minskar andelen ytvattenavrinning som sker som snabba vattenflöden och ökar andelen av långsammare markvattenflöde som varar under en längre tidsperiod (Skaggs et al., 1994).

Robinson (1989; 1990) har rapporterat varierande effekter av täckdikessystem på topputflödets storlek beroende på skillnader i historisk markvattenhalt. Om en jord har dålig naturlig dränering med förhöjd grundvattennivå, på grund av hög nederbörd eller låg permeabilitet, sker den största avrinningen som ytvattenavrinning eller som vattenflöden i det övre mer genomsläppliga matjordsskiktet. Täckdikning ökar då den tillfälliga lagringskapaciteten för vatten och vattenflödet genom marken. När mer vatten kan infiltrera minskar ytvattenavrinningen tillsammans med topputflödena. Om grundvattennivån ligger djupare, på grund av torrare klimat eller högre genomsläpplighet, och det naturliga vattenflödet sker som omfördelning av vatten i marken, ökar täckdikningssystem topputflödena. Detta är en följd av kortare flödesvägar och större hydrauliska gradienter.

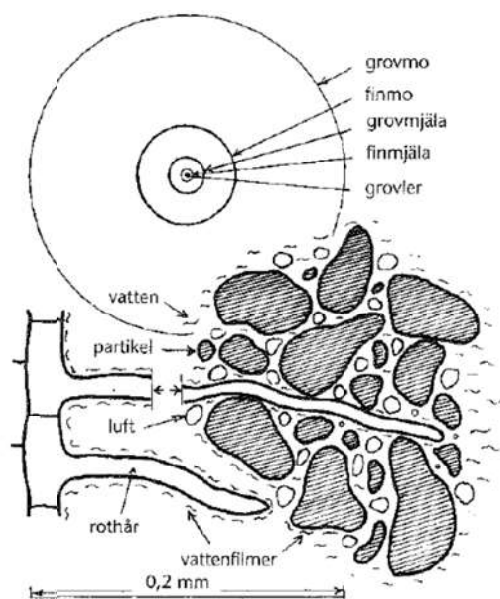
Effekterna av dränering på topputflöden har granskats med hjälp av vattenbalansmodellen DRAINMOD (Skaggs, 1980) i två undersökningar av vattenmättade marker (Broadhead & Skaggs, 1982; Konyha et al., 1988). Dessa simuleringar visade att täckdikning medförde att en större del av ytvattenavrinning omfördelades till markvattenflöde vilket resulterade i överlag en kraftig minskning av topputflöden.

Robinson & Rycroft (1999) använde DRAINMOD för att studera effekterna av dränering på topputflöden vid olika klimatförhållanden och för att studera basflöde. När den årliga nederbörden fördubblades, ökade markens vatteninnehåll i en odränerad genomsläpplig mojord tillräckligt mycket för att leda till ytvattenavrinning. Täckdikning under dessa förutsättningar skulle ha minskat topputflödena. Detta visar på vikten av så väl klimat som

jordart på markvattenförhållanden. Simuleringar har också genomförts för både ler- och mjälajordar, med gradvis minskning av dikesavståndet, vilket ledde till en minskning av basflödet. När man lade till effekterna av ett ökande dikesdjup i simuleringen resulterade det i en ökning av basflödet. Enligt Robinson & Rycroft (1999) har modelleringen bidragit till att förklara tidigare motsägelsefulla resultat av dräneringseffekter på basflödet genom att illustrera vikten av att dela upp effekterna av minskat dikesavstånd och ökat dikesdjup. Detta därför att ett minskat dikesavstånd leder till ett minskat basflöde och ett ökat dikesdjup leder till ett ökat basflöde.

MARKENS UPPBYGGNAD OCH FUNKTION SOM VÄXTPLATS

Marken består av fast material och porer som innehåller vätska och luft. Minst 10 % av markvolymen måste vara luft för att gasutbytet mellan atmosfär och mark ska kunna ske effektivt. Det fasta materialet utgörs av mineralpartiklar i olika storlekar och av organiskt material. Mineralkornen delas in i storleksklasser. Den kvantitativa kornstorleksfördelningen brukar kallas markens *textur*. Det finns en stor variation av mineralpartiklarnas storlek i en jordart (figur 2). Det organiska materialet i marken finns dels nedbrutet och starkt omvandlat i form av humus och dels i form av förna dvs. ännu inte förmultnade växtdelar. Markens mikroflora och mikrofauna ingår också i markens organiska material.



Figur 2. Schematisk bild av rothår, markpartiklar och porer vid cirka 300 gångers förstoring, (Andersson, 1961).

Det fasta materialets sammansättning har stor betydelse för markens egenskaper och funktion. Mineralpartiklarnas storlek har betydelse för markens mekaniska egenskaper. Om det fasta materialet i marken domineras av de större kornstorlekarna grus, sand och grovmo är jorden en utpräglad *frikationsjord*. Materialet hålls då samman enbart beroende av mekanisk friktion mellan mineralkornen. När jorden torkar faller den lätt sönder i enstaka partiklar. Om det fasta material mest består av de minsta kornstorlekarna, lerpartiklar, kallas jorden *kohesionsjord*. Lerjordar har stark sammanhållning mellan mineralpartiklarna. När lerjord torkar stelnar den

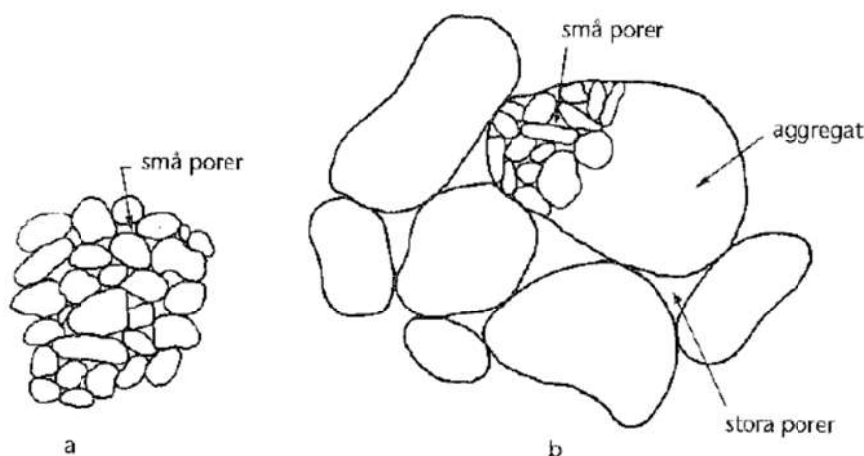
och blir mycket svår att bryta sönder. Finmo- och mjälajordar (siltjordar) domineras av kornstorlekar i intervallet mellan grovmo- och lerpartiklar. De intar en mellanställning mellan friktions- och kohesionsjordar. Vid vattenmättnad blir de flytande pga. liten kohesion mellan mineralpartiklarna. De kallas därför ofta för *flytjordar*.

När andelen organiskt material av det fasta materialet blir högre kommer markens egenskaper allt mer att präglas av det organiska materialet. Om halten organiskt material i matjorden är mellan 20 till 40 % betecknas jorden som en *mineralblandad mulljord* och om halten är större än 40 % är det en ren *mull*. Det organiska materialets ursprung och nedbrytningsgrad bestämmer bl. a. markens förmåga att leverera växtnäringsämnen.

Markens struktur

God markstruktur är en av de viktigaste markegenskaperna för att upprätthålla produktiviteten inom jordbruket och för att bevara markens bördighet. Markstruktur beskriver hur de fasta partiklarna i marken är lagrade i förhållande till varandra och hur de hålls samman. Markens textur, mineralsammansättning och humusinhåll har stor betydelse för markstrukturens uppbyggnad och stabilitet. Även markvätskan sammansättning inverkar starkt på markstrukturen.

Markens struktur delas in i *enkelnkornstruktur* eller *aggregatstruktur* beroende på hur partiklarna hålls samman (figur 3). En friktionsjord har oftast enkelnkornstruktur eftersom primärpartiklarna är förhållandvis stora och kohesionen är svag. Kohesionen ökar när finkornigheten ökar. Kohesionsjordar, speciellt leror, har i regel mer eller mindre väl uppbyggd aggregatstruktur. Aggregatstruktur ger i sin tur upphov till en *mikrostruktur* i aggregatets inre och en *makrostruktur* som bestäms av hur aggregaten är lagrade i förhållande till varandra. Mikrostrukturen gör så att det bildas fina porer inuti aggregaten och makrostrukturen ger upphov till större porer mellan aggregaten. Normalt är de fina porerna vattenfyllda och de större porerna luftfyllda.



Figur 3a. Enkelnkornstruktur av olika stora primärpartiklar och med varierande porstorlek, b. Aggregatstruktur med primärpartiklar och flera fina porer inuti aggregaten och större porer mellan aggregaten (Eriksson et al., 2005).

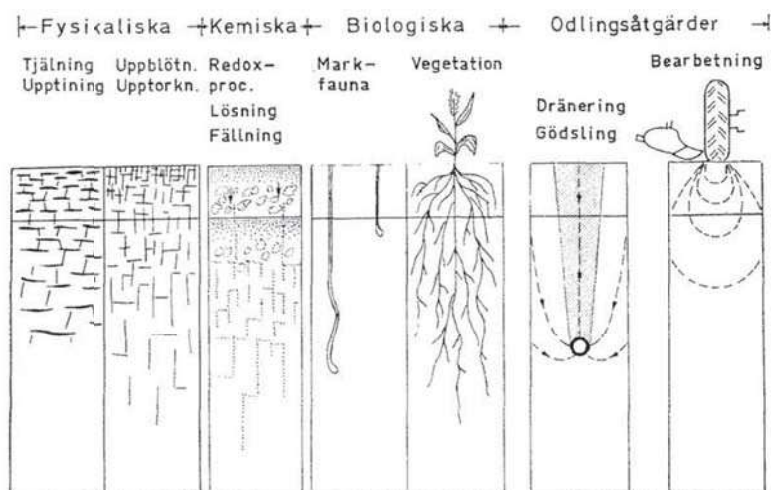
Markens textur påverkar hur partiklarna är lagrade i förhållande till varandra. De större partiklarna kan utgöra "skelettet" i marken medan de mindre partiklarna fyller utrymmen i mellan och sitter fast på ytan på de större partiklarna. Om halten av lerpartiklar eller organiskt material blir tillräckligt hög kan de större partiklarna hållas samman och jorden får kolloidala egenskaper. Lerhalten har stor betydelse för jordens fysikaliska, kemiska och biologiska egenskaper. Lermineralet och det organiska materialet har stor specifik yta vilket gör dem till de mest aktiva beståndsdelarna i jorden. Vissa lermineral har också krympnings- och svällningsegenskaper som tillsammans med kohesiviteten bidrar till lerets viktiga fysikaliska funktion i marken. Leret fungerar som ett slags "lim" genom att det kan binda ihop sand-, mo- och mjälapartiklar så att aggregatstruktur kan uppstå.

Aggregatstruktur förutsätter en fullständig utflockning av kolloiderna. Utflockning kan förbättras vid tillförsel av Ca^{2+} -joner (kalkning) och finns naturligt i kalkhaltiga jordar. Andra element som kan förstärka strukturuppbyggnad är humus och Al^{3+} - och Fe^{2+} -joner i vissa sura vittrade jordar. Katjonerna binder till de negativa laddningar som finns på lerpartiklarnas yta.

Fysikaliska processer bidrar till strukturutveckling i markprofilen där variationer i markvattenhalten har stor betydelse. Tjälning liksom upptorkning gynnar uppkomsten av aggregatstruktur i en lerjord. Detta eftersom båda processerna bidrar till att vattenhalten i marken sjunker vilket gör att kohesionen ökar. Leret kan ta upp vatten och svälla, men även avge vatten och krympa. Denna process är helt reversibel i icke gyttejhaltiga leror. Leror med hög gyttejhalt kan bilda permanenta spricksystem efter en upptorkning. I kapillära friktionsjordar kan tjälning få negativa effekter i form av tjällyftning, tjälskott och uppfrysning.

Faktorer som påverkar markens struktur

Faktorer som påverkar jordens stabilitet kan delas in i två huvudgrupper: (1) jordens primära egenskaper, *inre faktorer*, och (2) *yttre faktorer*. Till de primära egenskaperna räknas markvätskans koncentration och sammansättning (elektrisk ledningsförmåga (EC), typ av katjoner, natriumadsorptionsförhållande (SAR), pH, etc.), lermineralogi, organiskt material och Fe- och Al-oxider. Bland de yttre faktorerna ingår klimat, vittringsgrad, biologiska processer, gröda och jordbearbetning (odlingssystem) (figur 4). I detta sammanhang är det viktigt att inte betrakta en enskild parameter i taget utan att också ta hänsyn till interaktioner mellan olika parametrar.



Figur 4. Faktorer som påverkar markens struktur (Eriksson, 1974).

Inre faktorer

Markvätskans koncentration och sammansättning styr lermineralets dispergering/utflockning (Quirk & Schofield, 1955; Shainberg & Letey, 1984; Suarez et al., 1984; Amézketa, 1992; Amézketa & Aragüés, 1995a; 1995b). Markpartiklarna är i huvudsak negativt laddade och repellerar varandra i en lösning. Om den elektriska laddningen neutraliseras genom att positiva joner binds på partikelytan leder detta till att partiklarna flockas ut. Hur nära jonerna binds beror på jonslag och jonkoncentration i marklösningen. Den utflockande förmågan hos de i marken vanligaste förekommande katjonerna växer i ordningen $\text{Na}^+ < \text{K}^+ = \text{NH}_4^+ < \text{H}_3\text{O}^+ < \text{Mg}^{2+} < \text{Ca}^{2+} < \text{Al}^{3+}$.

Kalcium har stor utflockande förmåga. Om kalciumjoner med hög laddning dominerar i markvätskan kan stabila mikroaggregat bildas bestående av humus, ler- och siltpartiklar. Natrium har lägst utflockande förmåga. Höga natriumkoncentrationer i markvätskan kan orsaka sönderdelning av instabila aggregat (Crescimanno et al., 1995). Vid låga EC-värden och höga SAR värden dispergerar lermineral. Jorden sväller och aggregaten upplöses. Flera studier har visat att en svag markstruktur kan förekomma även vid låga SAR-värden (Oster et al., 1980; Rengasamy et al., 1984; Curtin et al., 1995; Crescimanno et al., 1995; Levy & Torrento, 1995; Kaplan et al., 1996). Dispergeringen förstärks när jorden har en hög utbytbar natriumkoncentration och vid intensiv jordbearbetning när marken är blöt.

Markvätskans pH påverkar partiklarnas laddningstäthet. Dispergeringen kan öka om laddningstätheten ökar. Vid en ökning av pH får lerpartikeln ett tillskott av negativa laddningar när H^+ lämnar A-OH_2^+ och Si-OH -grupper på partiklarnas kantpartier. Omvänt gäller vid en sänkning av pH då utflockning kommer att gynnas.

Lermineralogin är en av de faktorer som påverkar strukturstabiliteten i marken. Med tanke på fysikaliska och kemiska egenskaper anses smektit vara mer effektivt på aggregering än illit, vermiculit och montmorillonit på grund av deras stor specifika yta och höga katjonutbyteskapacitet (CEC).

Halten organiskt material i marken har visat sig ha en stor effekt på aggregatstabiliteten (Tisdall & Oades, 1982; Oades, 1984). Olika former av organiskt material bidrar på olika sätt till bildning av aggregat och aggregatstabilitet. Vissa organiska föreningar har en kortvarig effekt medan andra har mer långsiktig effekt på aggregatstabiliteten. *Enklare kolföreningar* har kortvarigare effekt, men är viktiga för stabiliseringen av mikroaggregat (Tisdall & Oades, 1982). *Organomineraler*, vilka bildas då organiska nedbrytningsprodukter reagerar kemiskt med lermineraler i silikatleror eller med järn- och aluminiumoxider, har mer långsiktig effekt på stabiliseringen av mikroaggregat. *Rötter och hyfer* har en längre nedbrytningstid än enklare kolföreningar och har därför en mer långvarig effekt på aggregatstabiliteten i både mikro- och makrostrukturer.

Yttre faktorer

Klimatet påverkar strukturstabilitet både direkt genom variationer i nederbörd, temperatur och vindförhållanden och indirekt genom klimatets påverkan på de fysikaliska, kemiska och biologiska processerna i marken.

Marktemperaturen har en direkt effekt på strukturstabiliteten. Beroende på markens vattenhalt och porstorleksfördelningen vid tidpunkten för tjälning minskar eller ökar aggregatstabiliteten. Lehrs et al. (1991), Edwards (1991), Mulla et al. (1992) och Staricka & Benoit (1995) fann att makroaggregatstabilitet minskade till följd av frysning/upptiningscykler, medan Perfect et al. (1990) fann en ökning i markens stabilitet vid dessa cykler. Lehrs et al. (1991) och Staricka & Benoit (1995) konstaterade att makroaggregatstabiliteten minskade linjärt med ökande vattenhalt vid frysning. När aggregat fryser sker en uppbyggnad av iskristaller i porerna mellan partiklar som bryter partikel-till-partikelbindningarna. Stora aggregat delas effektivt till mindre aggregat. Under upptining kan de porer som bildats då expanderande is kollapsat också bidra till sönderdelningen (Kay et al., 1985; Bullock et al., 1988). Egenskaperna hos packade jordar tenderar att förbättras genom frostinverkan, jorden bryts upp och lossnar, och bidrar därmed till förutsättningarna för bättre dränering och markandning. Egenskaperna hos opackad och vattenmättad jord kan komma att försämrats genom frysning, eftersom det uppstår mikrostrukturförändringar (partikellagring, minskning av effektiv porvolym) av isens tryckverkan. Konsolidering och upptining kan därför leda till en packning och minskad vattenlednings förmåga (Czurda et al. 1995).

Luftens och markens temperatur har också en indirekt effekt på jordens aggregatstabilitet genom sin inverkan på vattenhalten i markytan. Snabb avkylning av markytan inducerar en temperaturgradient som orsakar en transport av vatten till markytan från djupare jordlager och en ökad vattenhalt i markytan (Bullock et al., 1988).

De *biologiska faktorerna* inkluderar växtrötter, mikroorganismer och markfauna. De kan bilda aggregat och porer men deras främsta roll är att stabilisera markstrukturen. Biologiska faktorerna inverkar på aggregatstabiliteten genom att den verksamma organismen är direkt aktiv eller producerar biprodukter. Mikroaggregaten kan bindas samman till makroaggregat av exkretionsprodukter från markorganismer, rottrådar, svamphyfer mm. Med tiden stabiliseras aggregatytorna av utfällningar av Fe- och Al-oxider.

Rötterna anses vara tillfälliga bindemedel i aggregat av Tisdall & Oades (1982). Flera författare framhåller att makroaggregatstabilitet förbättras i närvaro av rötter (Pojasok & Kay, 1990). Rötternas positiva effekt på markens aggregering består av: (1) Ansamling av fina partiklar i stabila makroaggregat, även när roten är död; (2) Lokal upptorkning av markmiljön runt rötterna, det sker en omorientering av lerpartiklar parallellt med rotaxeln och jordpartiklarna dras tillsammans; (3) Leverans av nedbrytbara organiska restprodukter till jorden; (4) En stor mikrobiell population i rötternas omgivning (rhizosfären) som utsöndrar ämnen som verkar som lim; (5) Större markdjur som dagmaskar som omfördelar organiskt material (Tisdall & Oades, 1982; Oades, 1993; Tisdall, 1996); (6) Frigörelse av polyvalenta kationer som ökar koncentrationen av joner i marklösning (Pojasok & Kay, 1990).

Olika grödor har olika effekt på aggregatstabiliteten. Enhjärtbladiga växter är bättre än tvåhjärtbladiga växter på att stabilisera aggregat. Av enhjärtbladiga växter är gräs bättre än spannmål beroende på att gräs har större rotbiomassa (Lynch & Bragg, 1985; Oades, 1993).

Levande eller döda bakterier och hyfer är de viktigaste aggregerande mikroberna. De anses också utsöndra tillfälliga bindemedel (Tisdall & Oades, 1982). Många forskare har funnit ett starkt samband mellan den mikrobiella biomassan och vattenstabila aggregat, dvs. den egenskap som man mäter som makroaggregatstabilitet (Gupta & Germida, 1988; Carter, 1992; Sparling et al., 1992; Bruce et al., 1992; Kandeler & Murer, 1993; Amézketa et al., 1996). Mikroorganismer producerar enzymer som möjliggör mineralisering av föreningar med hög molekyelvikt (Kandeler & Murer, 1993). Därmed frigörs extracellulära polysackarider som kan binda jordpartiklar och stabilisera aggregat.

Dagmaskar, många insektslarver och andra större markdjur kan stabilisera strukturen genom sitt intag av jord. Jorden blandas med humifierat organiskt material i markdjurets tarmar och avges som pellets (Tisdall & Oades, 1982; Jastrow & Miller, 1991; Oades, 1993). Dagmasksgångar gynnar starkt infiltration, gasutbyte och rottillväxt (Poier & Richter, 1995). Även nematoder, termiter, myror, spindlar och larver av olika skalbaggar och fjärilar kan bidra till strukturförbättring genom att skapa biopor (Oades, 1993).

Odlingssystemet påverkar strukturstabiliteten både genom vilka odlingsåtgärder som utförs och när de utförs. Man skiljer också på effekter på vattenstabilitet hos makroaggregat som anses vara starkt beroende av vilka odlingsåtgärder som utförs, till skillnad från vattenstabilitet hos mikroaggregat som inte anses vara beroende av odlingsåtgärder i samma utsträckning (Tisdall & Oades, 1982). Enskilda odlingsåtgärder som jordbearbetning, dränering, bevattning, tillförsel av organiskt material, växtföljd och kalkning påverkar markens stabilitet.

Jordbearbetning påverkar markstrukturen i hög grad. Under odlingssäsongen bearbetas jorden för att bereda såbädden, blanda in gödselmedel och växtrester och för ogräsbekämpning. Plöjning är det konventionella jordbearbetningssystemet i Sverige. Förutom plöjning är det också vanligt med någon form av icke-vändande bearbetning. På en liten del av arealen tillämpas också direktsådd, då reduceras den ytan som bearbetas. Ett plöjningsfritt system innebär normalt en förtätning av den del av matjorden som inte luckras (Arvidsson, 2014). Idag finns ett ökat intresse för alternativa jordbearbetningssystem som innebär reducerad (grund) bearbetning, och direktsådd. Effekten av konventionell jordbearbetning genom plöjning på jordens strukturstabilitet är fortfarande kontroversiell. Jordbearbetning kan öka infiltration när den bryter ytskorpor, bryter täta jordlager eller ger upphov till fördjupningar i markytan för tillfällig lagring av vatten (Unger, 1992). Gibbs och Reid (1988) och Dexter

(1988) fann att jordbearbetning (utan vältning) skapar makroporer. Carter (1994) visade att många jordar behöver viss regelbunden jordbearbetning för att förebygga eller minska markpackning och dålig struktur. Emellertid kan jordbearbetning minska infiltrationen. Många jordar som utsätts för upprepade intensiv bearbetning får försämrade markstruktur, vilket återspeglas av en minskning i aggregatstabilitet (Tisdall et al., 1978).

Jordbearbetning påverkar indirekt jordens aggregatstabilitet främst genom dess påverkan på (1) markfuktighet, (2) fördelning av organiskt material i markprofil, (3) den mikrobiella aktiviteten, (4) markvätskans sammansättning och (5) populationen av markfauna.

Jordbearbetning bryter sönder aggregaten och frilägger nya ytor på det organiska materialet så att de blir tillgängliga för mikrobiell nedbrytning (Roberson et al., 1991). Detta leder till en minskning av organiskt material. Det organiska materialet omfördelas också från markyta till lägre nivåer. Stabiliteten hos makroaggregaten är relaterad till växande rotsystem och påverkas därför mycket av bearbetningen. Elliott (1986) visade att antalet makroaggregat minskar om jorden bearbetas medan antalet mikroaggregat ökar. Förklaringen kan vara att det främst är det organiska materialet som binder ihop mikroaggregat till makroaggregat (Six et al., 2000). Det organiska materialet i makroaggregaten är också mer instabilt än i mikroaggregaten.

Intensiva jordbearbetningssystem kan också orsaka markpackning och dålig struktur, särskilt under förhållanden med hög markfuktighet (Carter, 1994). Allt tyngre skördetröskor och traktorer med god dragkraft leder till tyngre hjullaster som orsakar packning ned till djupare jordlager. Som en följd, utvecklas plogsulor och alvpackning (Soane et al., 1982). Oades (1993) kom till slutsatsen att plöjning förstör kontinuiteten i bioporer genom att skära av dem på plogdjupet. Dessa porer kan inte leda bort fritt vatten från matjorden. Han rapporterade också att jordbearbetning stör livsmiljön för större organismer och minskar individernas antal.

Till skillnad mot konventionell bearbetning har man visat i försök att direktsådd och reducerad bearbetning kan öka mängden organiskt kol, mikrobiell aktivitet signifikant och ge förbättrad strukturstabilitet (Weill et al., 1988; Carter, 1992; Carter & Mele, 1992; Smettem et al., 1992; Cambardella & Elliott, 1993; Mahboubi et al., 1993; Beare et al., 1994a, 1994b; Chan et al., 1994). Lägre kolomsättning leder till att aggregeringen ökar och markens organiska material skyddas mot nedbrytning i stabila mikroaggregat. Helt avsaknad av jordbearbetning hade också en viktig stabiliserande effekt på makroaggregeringen i förhållande till andra jordbearbetningsstrategier eftersom aggregaten var mindre benägna att sönderdelas (Angers et al., 1993). Minskad jordbearbetning kan minska jorderosion via ytavrinning (Wollenhaupt et al., 1995; Ulén & Kalisky 2005). Följaktligen har s.k. bevarande jordbearbetning (direkt sådd, reducerad bearbetning, eller att lämna kvar stubben) fått ett ökat intresse som en metod för att minska jorderosion och bevara markfuktighet. Däremot kan de medföra en ökad risk för fosforläckage på dränerade lerjordar (Svanbäck et al., 2014; Messing et al., 2015).

Växtföljden har stor betydelse för aggregatstabiliteten. Olika grödor kan bidra till aggregering på olika sätt, förmodligen på grund av skillnader i rotegenskaper (densitet, utsöndringar, graden av mykorrhizainfektion), i kvalitet och kvantitet av tillförsel av organiskt material och/eller i samspel med mesofauna och mikrobiella nedbrytare (Graham et al., 1995; Gijsman & Thomas, 1995; Chan & Heenan, 1996). Obrukad mark har mycket högre aggregatstabilitet än odlade jordar (Barzegar et al., 1994). Aggregatstabilitet varierar kraftigt mellan olika odlingssystem. I en omfattande amerikansk växthusstudie var alla jordbruksgrödor

förknippade med ökningar i makroaggregatstabilitet i jämförelse med en kontroll bestående av obevuxen träda (Monroe & Kladvko, 1987). Olika odlingssystemers förmåga att behålla eller öka aggregatstabilitet minskar i betydelsen i följande ordning: naturmark > betesmark och vallar > ettåriga jordbruksgrödor > > obevuxen träda.

Hur påverkas markens strukturstabilitet av kortvariga, långvariga och återkommande översvämningar?

Markens förmåga att behålla strukturen när de utsätts för olika påfrestningar, s.k. strukturstabilitet (Angers & Carter, 1996), är avgörande för hur marken fungerar som växtplats. Detta eftersom stabiliteten hos aggregaten och porerna mellan dem påverkar transport och lagring av vatten, markandning, markens bärighet, erosionskänslighet och biologisk aktivitet.

Strukturstabiliteten varierar hos olika jordar och är starkt beroende av vattenhalten i marken och temperaturen. Man kan relatera sönderdelningen av aggregat till två olika nivåer; *sönderdelning av makroaggregat* och *dispergering av mikroaggregat*.

- Sönderdelning av makroaggregat (> 2-5 mm) definieras som den snabba upplösningen som sker vid tillsats av rent vatten (t.ex. regn) till mikroaggregat (< 0,25 mm). När marken torkar bildar mikroaggregaten kluster som skapar mindre porer än för de tidigare makroaggregaten. Sönderdelning beror på en brist på starka bindningar mellan jordpartiklar och mikroaggregat.
- Dispergering av mikroaggregat (< 0,25 mm) sker när en torr jord fuktas upp med rent vatten (t.ex. regn) och bindning mellan lermineraler i mikroaggregat och stora partiklar (sand och silt) bryts. Vid en nedbrytning av markytans aggregat och en omlagring av jordpartiklarna kan ett förtätat ytskikt bildas där porositeten är lägre än i underliggande jordmaterial.

Vid kortvariga översvämningar

I en *friktionsjord* (t.ex. sandjordar) är hållfasten beroende framför allt av friktionskrafter mellan mineralpartiklar. Vid vattenmättnad upphör friktionskrafterna och jorden blir då instabil.

När en *kohesionsjord* (lerjordar) blir utsatt för en kortvarig översvämning kan en sönderdelning av makroaggregat ske. Hur omfattande sönderdelningen blir beror på vattenmättnadsgraden och hur stabila makroaggregaten var före översvämningen.

Flytjordar (siltjordar) har liksom friktionsjordar en svag strukturbildning. I en flytjord som inte är vattenmättade innehåller porsystemet både luft och vatten. Ytspänningen runt luftbubblor ger upphov till en sammandragande kraft mellan jordpartiklarna. Denna sammandragande kraft ökar i sin tur friktionskraften mellan jordpartiklarna. Detta bidrar positivt till jordens hållfasthet och denna effekt brukar kallas "falsk kohesion". Den hållfasthetsförbättrande effekten försvinner när jorden vattenmättas, eftersom luftbubblorna med sin ytspänning försvinner, och därmed också den falska kohesionen. Jorden blir instabil.

Om innehållet av lerpartiklar (6 % >) eller organiskt material (2 % >) är tillräckligt högt i en *friktons- eller flytjord* kan de större partiklarna bindas samman och jorden får kolloidala egenskaper. Vid översvämning som leder till vattenmättnad bryts bindning mellan lermineraler i mikroaggregat och stora partiklar (sand och silt). Lerpartiklar fälls ut i en suspension med vatten. Lerpartiklarna blockerar porerna och jorden slammar igen. Denna blockering hindrar flödet av vatten och luft genom marken. Marken hårdnar och rottillväxten begränsas på grund av mekaniskt motstånd. Igenslamning minskar även infiltrationskapaciteten hos marken. Därmed ökar riskerna för ytvattenavrinning med transport av växnäringsämnen och erosion som följd (Heinonen, 1975).

Vid vattenmättnad under kallare period påverkar också temperaturen i marken både direkt och indirekt strukturstabiliteten. Vid relativt långsam avkylning av en flytjord, som innebär att vattnet hinner med att omfördelas, ökar risken för tjälskjutning och uppfrysning. Vid tjälningprocessen i kohesionsjordar minskar makroaggregatstabiliteten linjärt med ökande vattenhalt vid frysning.

Vid långvariga och återkommande översvämningar

Vid långvarig och återkommande översvämningar med vattenmättnad som följd kan syrebrist uppstå i marken. Temperaturen tillsammans med markvattenhalten styr hastigheten på nedbrytningen av organiskt material. Anaerobiska förhållande kan uppstå i en jord som är vattenmättad nära markytan om marktemperaturen är tillräckligt hög för att växter och markorganismer ska respirera och konsumera tillgängligt syre. Kohesionsjordar har fler kapillära porer inne i aggregat än friktionsjordar vilket gör att vattnet binds hårdare i kohesionsjordar än i friktionsjordar. Detta resulterar i att anaerobiska förhållanden uppstår lättare och kan vara längre i kohesionsjordar än i friktionsjordar.

Under reducerande förhållanden går nedbrytningen av organiskt material långsamt på grund av låg biologisk aktivitet. En regelbundet översvämmad jord (Aquepter) kännetecknas av en överst mörk och humusrik horisont med växlande djup. Reducerande förhållande påverkar också kemiska processer och ämnens löslighet. Vid anaeroba förhållanden reduceras mangan, järn och svavel och lösligheten för dessa ämnen ökar. I alven i en regelbundet översvämmad jord har aggregatytorna roströda fläckar av järnutfällningar, vilka ökar aggregatstabiliteten. Jorden kan i övrigt vara grå eller blåaktig, beroende på svavelinnehållet i jordmassan.

Hur påverkas markbiologin av kortvarig respektive långvarig översvämning?

De markbiologiska effekterna av vattenmättnad är också starkt kopplade till effekterna på markstruktur, markandning och marktemperatur. Markecosystemet innehåller ett stort antal djur och mikroorganismer, som samverkar och varierar kontinuerligt i tiden. Dessa organismer medverkar till nedbrytning av organiskt material och frigörelse av näringsämnen.

Vid kortvariga översvämningar

Makroorganismerna, en kategori där även rötter ingår, behöver syre för sin respiration och producerar koldioxid. För optimal tillväxt behövs ett utbyte av gaser mellan markluften och atmosfären som motsvarar O₂-konsumtion och CO₂-produktion i marken. En dålig markandning leder till en minskad rotutveckling och därmed kan växterna ta upp vatten och näringsämnen från en mindre volym av marken. Effekter av kortvarig översvämning på

makroorganismer är starkt beroende av strukturstabilitet och temperaturförhållanden. Sämre struktur kan i förlängingen innebära ökad risk för syrebrist och tillgängligt syre förbrukas snabbare vid höga temperaturer på grund av högre biologisk aktivitet i marken.

Mikroorganismer, bakterier och svampar har en avgörande betydelse för markens produktionsförmåga genom deras förmåga att utföra enzymatiska omvandlingar som nitrifikation, oxidation av svavel, kvävefixering m.m. (Brady, 1984). Bakterier kan växla snabbt i antal och anpassa sig till olika miljöförhållandena. Det finns strikt aeroba, fakultativt anaeroba och strikt anaeroba bakterier. Vid kortvariga översvämningar påverkas inte populationerna av mikroorganismer nämnvärt. Biologisk nedbrytning av organiskt material leder ofta till *kväve mineralisering*, vilket är namnet på processen där organiskt N omvandlas till ammonium, som sen kan omvandlas till nitrat. Mineralisering kan äga rum vid nästan alla markvattenhalter, men har de *högsta nivåerna i väl-dränerade, genomluftade marker, och sker långsammare vid låga temperaturer*. Nitrifikation är en *aerob process*, som i allmänhet utförs av autotrofa bakterier som oxiderar ammonium till nitrat och syre tar upp frigjorda elektroner (elektronacceptor). Nitrifikation dämpas av högt markvatteninnehåll, bl.a. eftersom det blir brist på syre.

Vid långvariga och återkommande översvämningar

Vid långvariga översvämningar gynnas tillväxten av anaeroba bakterier. Anaeroba bakterier lever under förhållanden som vanligtvis är förknippade med rotsjukdomar och ackumulation av för växterna skadliga toxiner (Russell, 1977). En långsam mineralisering kan fortsätta även under anaeroba förhållanden. Nitrifikationsprocessen påverkas starkt av vattenmättnad och det sker en anrikning av ammoniumjoner. I avsaknad av syre reduceras nitrat till dikväveoxid och kvävgas, genom *denitrifikation som är en anaerob process*.

Svampen *mycorrhizae* (AM) är symbiotiska svampar som växer på och i växtrötter. Svampen tränger igenom rötterna utan att skada dem. Som ett resultat, får svampen kolhydrater från växten och växten får näringsämnen, främst fosfor. Eftersom inga jordbruksgrödor kan växa i långvarigt vattenmättad mark, går svampen förlorade från systemet.

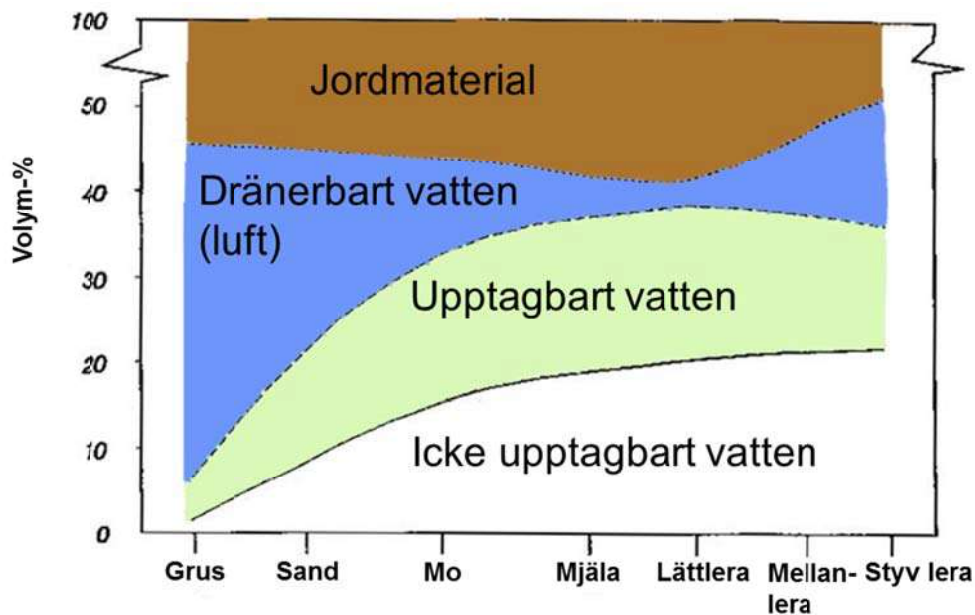
Vilka åtgärder kan man vidta för att minska påverkan och/eller förbättra markstrukturen efter översvämning?

För att bevara en bra markstruktur krävs en kombination av olika åtgärder. De viktigaste åtgärderna är att *hålla marken bevuxen* så stor del av året som möjligt, *god dränering, minimera antal överfarter, låga ringtryck och hjullaster* samt trafik under så *torra förhållanden* som möjligt.

Dränering

Det främsta målet med markavvattning i Sverige är att avlägsna ett överskott av vatten i marken i syfte att skapa gynnsamma förutsättningar för växtodling samt att förlänga växtperioden. Installation av ett dräneringssystem har två direkta effekter. Det leder till ett flöde av vatten genom dräneringssystemet och minskar den mängd vatten som lagras på eller i marken (Ritzema & Braun, 1994). Hur stor minskningen av vatten som lagras i marken blir beror på *markens textur och struktur*. I allmänhet minskar kvoten mellan dränerbart vatten och markens totala innehåll av vatten med ökat innehåll av finkornigt material i

enkelkornsstruktur, d.v.s. med ökat innehåll av mjäla- och lerpartiklar som inte bildar aggregat (figur 5).



Figur 5. Schematisk bild över fördelningen av jordmaterial och porer samt dränerbart vatten vid ett dräneringsdjup på 1 m och växttillgängligt vatten till vissningsgränsen (150 m v p) i olika jordarter, efter Eriksson et al., 2005.

Genom val av *dikesdjup* och *dikesavstånd* bestämmer man både hur djupt grundvattennivån kommer att sänkas och hur snabbt avledningen av vatten kommer att ske. Ju kortare dikesavstånd ju snabbare kommer grundvattnet att sjunka till dikesnivån. Grundvattenytan utgör en gräns mellan fritt och kapillärt bundet vatten. Om grundvattenytan också utgör en gräns mellan genomluftad och vattenmättad mark beror på markens textur och struktur som i sin tur styr förmågan att binda vatten kapillärt. I en grusjord med stora porer och låg kapillär stighöjd är grundvattenytan en tydlig vattenhaltsgrens. I en tät mjälajord med små porer och hög kapillär stighöjd är skillnaderna i vattenhalt vid grundvattenytan väldigt små.

Grundvattennivåns läge har stor betydelse för andelen av vatten/luft i porsystemet hos grövre jordar. I jordar med finare kornstorlekar minskar denna betydelse och andelen luft i porsystemet blir i allt större utsträckning beroende av hur väl utvecklad makrostrukturen dvs. sprickor, maskgångar och rotkanaler är. Ett väl utvecklat makroporsystem ger möjlighet till snabba rörelser av vatten och luft. Genom att mjälajordar har speciellt instabil struktur så är det oftast de svåraste jordarna att påverka vattenhalten genom dränering.

Jordbearbetning

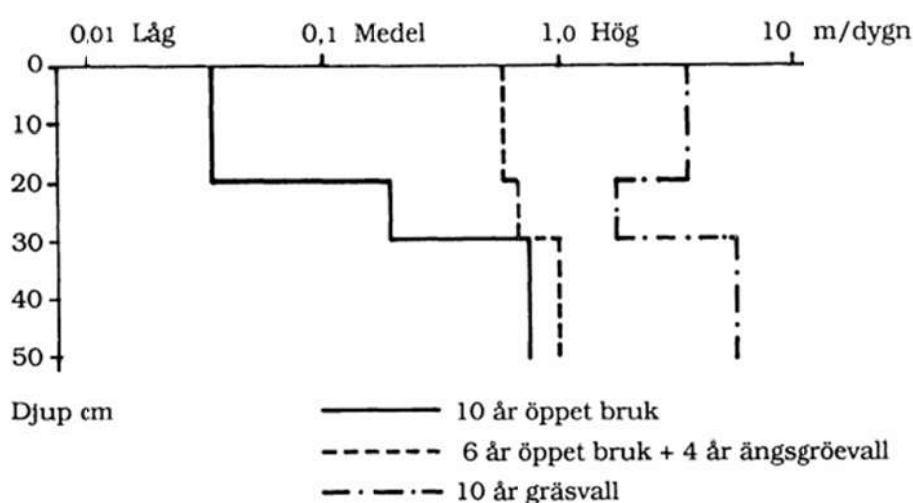
Vid översvämning kan makroaggregat lösas upp och det finns risk för att kompakta skikt bildas i markprofilen. Ett sätt att bryta de kompakta skikten är att använda *mekanisk alvluckring*. Vid luckring är det viktigt att bearbetningsdjupet anpassas så att just de täta skikten luckras. Jorden får inte vara plastisk eftersom alvluckringen då riskerar att smeta igen porerna i marken. Erfarenheter från mellersta Sverige är att alvluckringen skapar förutsättningar för vattnet att snabbt ta sig ner i profilen och risken för stående ytvatten

minskar. Att luckra alven är dock relativt kostsamt och de långsiktiga effekterna av mekanisk alvluckring har i försök inte varit entydigt positiva (Arvidsson, 2014; Björling & Wesström, 2014). I stället för mekanisk alvluckring kan man genom *biologisk alvluckring* låta växter med kraftiga rotsystem skapa makroporer i marken som ger god infiltration och underlättar rottillväxt för framtida grödor. År 2000-2002 odlades olika grödor: lupin, lusern, rödklöver, rörsvingel, cikoria och korn (referensgröda) i ett försök på styv lera på Ultuna (Löfkvist, 2005). Försöken med biologisk alvluckring visade att långvariga skördeökningar på 5-10 % inte är orealistiska.

Markbiologiska åtgärder

Inblandning av organiskt material ökar den biologiska aktiviteten i marken. Markens struktur kan förbättras genom tillförseln av organiskt material såsom halm, växtrester, kompost eller fånggrödor. Högre humushalt gör jorden mer motståndskraftig mot igenslamning. *Skorpbrytning* med vält eller harv kan ibland vara nödvändigt för att klara uppkomsten i igenslammade jordar. Den bör då utföras snarast möjligt efter markytans upptorkning (Heinonen, 1975). Har man tillgång till bevattningsanläggning finns möjlighet att trygga uppkomsten genom att vattna och därigenom undvika att skorpan hårdnar för mycket (Heinonen 1977).

Genom att ta med *strukturuppbyggande grödor i växtföljden* kan man förbättra strukturen och genomsläpplighet på struktursvaga jordar. Vallgrödornas strukturförbättrande förmåga är tydlig både i praktisk odling och i försök. Effekten av vallodling på markens genomsläpplighet har mätts upp i 10-åriga växtföljdsförsök med olika stor andel vallgrödor (figur 6) (Johansson, 1992). Ängsgröevall ökade 4 år av 10, matjordens genomsläpplighet 10 gånger jämfört med en växtföljd utan vall. Om vall odlades alla år var genomsläppligheten ytterligare cirka 10 gånger större. De förbättrade markegenskaperna var tydliga i hela markprofilen. I dessa försök var det troligen rotsystemet som spelade den viktigaste rollen för att stabilisera strukturen.



Figur 6. Genomsläpplighet i markprofiler från en mullhaltig styv lera som hållits i öppet bruk under tio år, burit ängsgröevall i fyra år efter sex år i öppet bruk och burit gräsvall i minst tio år (Johansson, 1992).

För att återupprätta populationen av svampar, kan man så in *fånggrödor*. En etablerad fånggröda är en bra marktäckare som kan skydda marken mot erosion. Fånggrödor bidrar till att öka halten organiskt material i marken samtidigt som de stimulerar aktiviteten hos mikroorganismer och svampar (Aronsson et al., 2016).

Markkemiska åtgärder

Tidigare studier har visat att *inblandning av strukturkalk* (bränd och släckt kalk) kan ge bättre markstruktur och högre skörd (Berglund, 1971; Berglund et al., 2002). Tillförsel av kalk stabiliserar aggregaten och mikrostrukturen samt förhindrar dispergering. De strukturkalkningsmedel som används i lantbruket idag är en blandning av bränd eller släckt kalk (ca 15 %) och kalkstensmjöl (ca 85 %). Vid tillsats av släckt kalk eller bränd kalk plus ekvivalent mängd vatten till fuktig lerjord blir jorden grynig, känns torrare trots att den innehåller samma mängd vatten som före inblandningen. Smetigheten försvinner och jordkalkblandningen ökar i volym. Efter ett dygn har grynen blivit hårda och man har en känsla av att jordmassan innehåller sand. De reaktioner mellan kalk och jordmaterialet som orsakar dessa fysikaliska förändringar i jordmassan beror på tre olika grupper av kemiska förlopp; 1. Basutbyte, 2. Puzzolanreaktioner och 3. Murbruksbildning (Berglund, 1971). Den primära fysikaliska effekten vid tillsats av kalk till en lerjord är dess inverkan på lerans aggregering (struktur). Genom tillsats av bränd kalk CaO, släckt kalk Ca(OH) eller cement har lerans aggregering ändrats, aggregaten har blivit större och stabilare. Inget av kalkningsmedlen har nämnvärt påverkat aggregeringen på mjälajord (Berglund, 1977).

För en god strukturverkan bör kalkningsmedlet spridas på väl bearbetad jord och blandas in grundligt omedelbart efter spridning (Berglund et al., 2002). Det är bara de ytor som kommer i kontakt med kalken som påverkas. Det är därför bearbetningen är viktig för att åstadkomma så stor påverkbar yta som möjligt. Dessutom bör spridningen ske på en redan väl strukturerad jord, då kalken kan stabilisera en god struktur men i mindre grad bygga upp en förstörd struktur. Ytterligare effekt kan man få om man tillför organiskt material i samband med kalkningen, t.ex. genom nedplöjning av skörderester eller att man bryter en vall. Kalkens pH-höjande effekt ökar den biologiska aktiviteten och därmed omsättningen av det organiska materialet (Baldock et al., 1994).

Friktions- och flytjordar

Djupbearbetning kan varaktigt förbättra förutsättningarna för rottillväxt och minska risken för igenslamning om matjorden samtidigt tillförs organiskt material eller redan innehåller tillräckligt mycket så att det inte finns risk för utspädning. Enligt danska undersökningar behöver jorden innehålla 2 % organiskt material eller 6 % ler för att rötter ska kunna växa (Olsen, 1958; Andersen, 1962; Jensen, 1971). Även flödet av vatten och luft kan förbättras vid djupbearbetning.

Kohesionsjordar

I kompakta lerjordar är det mekaniska motståndet för rottillväxt nära relaterat till vattenhalten. Det mekaniska motståndet ökar kraftigt när jorden torkar upp. Styva lerjordar som torkar upp långsamt och bildar sprickor där rötter kan tränga ned utvecklar inte mekaniska rotspärar.

MARKEN SOM VÄXTPLATS VID ÖVERSVÄMNING

Ett överskott av vatten i marken minskar möjligheterna att skapa gynnsamma förutsättningar för växtodling och kan förkorta växtperioden. Rotutveckling och vatten- och växtnäringssupptag från alven är viktiga faktorerna för markens produktionsförmåga. När marken är vattenmättad försvåras luftutbytet mellan atmosfären och marken eftersom diffusionen av syre är 10 000 gånger lägre i vatten än i luft. En andel av 5 till 10 % av porvolymen måste vara fylld med luft för att markandningen ska fungera. Dålig markandning leder till en hämmad biologisk aktivitet. Vattenmättad ger upphov till syrebrist eftersom den biologiska aktiviteten i marken fortsätter att konsumera syre och producera koldioxid. Vid långvarig vattenmättad leder detta till anaeroba förhållanden i marken. Vid låga syrehalter sjunker också markens reduktions/oxidationspotential (redoxpotential). Vid låga redoxpotentialer reduceras järn och mangan, vätesulfider bildas liksom nitrit och det sker en ackumulering av koldioxid och etylen. Anaeroba förhållanden påverkar grödans tillväxt direkt genom syrebrist och indirekt genom begränsad rottillväxt och rotdöd, försämrad grobarhet, uppkomst och tillväxt samt vatten- och näringsupptag, vilket leder till lägre skördar och därmed att mer näringsämnen potentiellt kan läcka ut från marken (Figur 7).



Efter Ravelo, 1978 och Patwardhan et al, 1988

Figur 7. Effekter av anaeroba förhållanden på marken som växtplats, efter Ravelo, 1978 och Patwardhan et al., 1988.

Påverkan av översvämningar på marken som växtplats genom förändringar av markens fysiska, kemiska och biologiska egenskaper

Översvämmad mark påverkar *markens fysikaliska, biologiska och kemiska egenskaper*, som alla är mycket interaktiva. De *markfysikaliska effekterna av översvämning* är relaterade till markstruktur, markandning och marktemperatur. En dålig markstruktur försämrar genomsläpplighet och rottillväxt, samt minskar markandningen. Syre- och vattentillgång samt

gasdiffusion i åkermark beror på markens porvolym och porstorleksfördelning. På våren kan blötare markförhållanden leda till en sämre bärighet för maskiner vilket ger en mer osäker växtproduktion på grund av att perioden under vilken jordbearbetning kan äga rum blir kortare. Det översta skiktet av en våt mark värms inte upp lika snabbt på våren som en torrare mark. Detta kan hämma grobarheten och groddplantans tillväxt. Ju tidigare beredningen av såbädden kan äga rum, ju längre blir växtperioden. I Sverige förbättrar en tidig sådd förutsättningarna för att få en hög avkastning.

Effekterna av översvämning på markkemiska förhållanden beror främst på ändrad markandning, som bestämmer reduktions/oxidationstillståndet av kemiska ämnen i marken och pH. pH-värdet påverkar i sin tur lösligheten av olika ämnen. I en väl luftad jord fungerar syre som den slutliga elektronmottagaren vid markorganismernas respiration och bildar tillsammans med vätejoner vatten. Under anaeroba förhållanden kan ett antal andra ämnen fungera som slutliga elektronmottagare under respirationen och delta i reducerande processer (Russell, 1998).

En indikation på om det råder oxiderande eller reducerande förhållanden i marken är redoxpotentialen, som successivt minskar när syrgasinnehållet i marken töms ut. Ämnen som deltar i redoxprocesser i marken är följande, rangordnade efter förekomst i reducerat tillstånd med minskande redoxpotential: O, N, Mn, Fe, S, C, H (Patrick & Reddy, 1978). Reduktionen av de sista tre ämnena utförs av anaeroba bakterier som bara uppträder i marker under översvämmade eller av andra orsaker har starkt anaeroba förhållanden (Tiedje et al., 1984). När en mark vattenmättas tenderar syret att konsumeras inom en till två dagar. Om anaerobt tillstånd kvarstår kommer NO_3^- , Mn (+IV) samt Fe (+III) att reduceras av anaeroba bakterier (White, 1979). Vid en senare oxidering av järnjoner kan rostutfällningar bildas. Utfällningar av järnoxider kan skapa praktiska problem med blockerade dräneringsrör. En ytterligare konsekvens av att Fe (+II) joner oxideras till Fe (+III) är att fosfatjoner ofta binds till aktiva järnhydroxider och därmed blir otillgängliga för upptag av växter (Stevenson, 1986).

De *markbiologiska effekterna* av översvämning är också starkt kopplad till effekterna på markstruktur, markandning och marktemperatur. En dålig växtetablering med sen utveckling av beståndet gör grödorna mindre konkurrenskraftiga mot ogräs och mer känsliga för sjukdomar och skadedjur. Markecosystemet innehåller ett stort antal makro- och mikroorganismer, som samverkar och varierar kontinuerligt i tiden. Dessa organismer är inblandade i nedbrytning av organiskt material och frigörelse av näringsämnen.

Makroorganismerna, en kategori där även rötter ingår, behöver syre för sin respiration och producerar koldioxid. Därmed behövs ett utbyte av gaser mellan zoner med respiration i marken och atmosfären ovanför markytan som motsvarar den O_2 -konsumtion och CO_2 -produktion som är nödvändig för optimal tillväxt. Dålig markandning minskar rotutvecklingen och därmed kan växterna ta upp vatten och näringsämnen från en mindre volym av marken.

Biologisk nedbrytning av organiskt material leder ofta till kväveminalisering, då organiskt N omvandlas till ammonium, som under nitrifikation omvandlas till nitrat. Mineralisering kan äga rum vid nästan alla markvattenhalter, men har de lägsta nivåerna i vattenmättade marker,

och sker långsammare vid låga temperaturer. Nitrifikation dämpas av högt markvatteninnehåll, bl.a. eftersom det blir brist på syre. I avsaknad av syre reduceras nitrat till dikväveoxid och kvävgas, genom denitrifikation. I allmänhet återfinns den högsta mikrobiella aktiviteten vid en vattenhalt av 30 till 60 % av vattenfylld porvolym, så även nitrifikationen som ökar upp till en vattenhalt på 60 % av vattenfylld porvolym. En ökning av vattenfylld porvolym från 60 till 100 % reducerar avsevärt nitrifikationen, minskar den mikrobiella aktiviteten och ökar denitrifikationen allt eftersom förhållanden blir mer anaeroba. Höga markvattenhalter gynnar denitrifikation och därmed produktionen av N_2O . Samtidigt begränsar en hög markvattenhalt luftutbytet med atmosfären och diffusionen av N_2O . Detta leder till att uppehållstiden i marken för N_2O ökar och mikroorganismerna får längre tid på sig att reducera N_2O till N_2 .

Olika gröders känslighet för kortvariga och långvariga översvämningar

Översvämning får olika konsekvenser på tillväxt beroende på varaktighet och hur stort vattendjupet är samt temperaturförhållanden. Vid risodling översvämmas marken regelbundet genom bevattning och sortvalet anpassas efter förhållanden på växtplatsen. Framsteg har gjorts inom växtförädling mot att utveckla sorter för låglänta områden utsatta för kortvariga översvämningar, med syfte att minska vattenförbrukningen (Siangliw et al., 2003; Toojinda et al., 2003). För övriga grödor leder vattenmättad mark till sämre produktivitet (Jackson, 2004) med negativa effekter på avkastningen hos jordbruksgrödor (Setter & Waters, 2003) och på tillväxten i betesmarker (Gibberd & Cocks, 1997; Gibberd et al., 2001). Korn (*Hordeum vulgare* L.) är en av de känsligare grödorna för vattenmättad förhållanden i fältet. Undersökningar i kärlförsök har visat skördeförluster på 20 – 25 % (Setter et al. 1999; de San et al. 2014).

Adaptiva egenskaper hos växter som gör det möjligt att överlevna i vattenmättad jord och delvis stående under vatten, är växtens förmåga att syresätta de växtdelar som är nedsänkta i vatten (dvs. delar av skott och hela rotsystemet) och att växtdelar ovanför vattenytan kan fortsätta att fixera kol. Genom att bilda aerenkym och utveckla sekundära rötter kan växten underlätta syretransport från blad till rot. Växten kan på så vis upprätthålla rotandningen och fortsätta med vatten- och växtnäringsupptag i anaerob jord. Om vattendjupet ökar och växten blir helt nedsänkt, kan den anta i huvudsak två olika strategier, LOES (low oxygen escape syndrom) eller LOQS (low oxygen quiescence syndrom). LOES innebär att växten bildar uppåtriktade skott som underlättar kontakten med atmosfären. Detta är relevant för växtarter (eller ekotyper) i miljöer med långvariga relativt grunda översvämningar. LOQS är en strategi som innebär ett viloläge där växten sparar på kolhydratreserverna under perioder med översvämning. Detta är relevant för växtarter (eller ekotyper) i miljöer med kortvariga relativt djupa översvämningar.

Under vegetationsperioden begränsas rotandningen och därmed rottillväxten vid låga syrehalter. Syrehalten kan på ett par timmar sjunka under kritiska värden vid vattenmättad i rotzonen. Studier har visat att rottillväxten kan återhämta sig om vattenmättningen har varat mindre än tre dygn. Skotttillväxten reglerar på motsvarande sätt som rottillväxten.

Beräkning av vattenmättad under hela året och på olika djup i marken kan integreras genom att summera de dagar som det finns överskottsvatten (Sum of Excess Water) i rotzonen i översta marklagret, 0-30 cm (SEW30). Detta mått på vattenmättad kallas SEW30 och har enheten centimeter dagar (cm d) (Sieben, 1964; Cox, 1988; McFarlane et al., 1989). Ett

SEW30-värde på 300 cm d innebär att marken har varit vattenmättad till ytan (i hela översta 30 cm av profilen) 10 dagar, dvs. 30 cm (10 d) = 300 cm d.

Allmänt anses tillväxten minska och negativa effekter av vattenmättnad uppstå vid SEW30-värden över 100 – 200 cm d (Sieben, 1964), dvs. motsvarande vattenmättnad till markytan under 3 till 7 dagar. Detta stämmer överens med den tid det tar för att O₂ koncentrationen i vattenmättad mark att sjunka till ca 10 % av luftens syremättnadsgrad. Det har dock inte gjorts någon kritisk utvärdering om SEW-värden på andra djup, t.ex. SEW10 eller SEW20, skulle ge bättre korrelationer med effekter på växters tillväxt och avkastning (Setter & Waters, 2003). Det kritiska 30 cm djupet för SEW30 anses vara en rimlig bedömning av vattenmättnad eftersom (i) avkastning på havre minskade vid en grundvattennivå på 10 – 35 cm i Australien, och (ii) veteavkastningen minskade vid ett grundvattendjup på 10 och 20 cm, men inte på 50 cm i Storbritannien (Cannell & Belford, 1982). I andra studier på vete, korn och havre i Nederländerna, minskade avkastning även för grundvattendjup på 50 – 120 cm, jämfört med ett djup på 150 cm (Williamson & Kriz, 1970). Validering av SEW30-värden för vattenmättnad har utförts i kärlförsök av Malik et al. (2001). I försöket odlades en vetesort, känslig för vattenmättnad (Cascades), vid en grundvattennivå på 0, 10 och 20 cm djup. De fann att tillväxten minskade proportionellt med höjningen av vattennivån. När all data presenterad av Malik et al. (2001), analyserades tillsammans, var korrelationen (r^2) mellan beräknade SEW30-värden och relativ tillväxt på skott och rötter under vattenmättnad 0,9. Man bör vara försiktig vid användningen av SEW30-värden, då försök har visat att efter en återhämtningsperiod efter 14 dagars vattenmättnad av vete, att det inte fanns några signifikanta skillnader mellan en del av behandlingar med vattenmättnad på olika djup (Setter & Waters, 2003). Det är därför av största vikt att ange vid vilken luft- och marktemperaturer som SEW30 gäller.

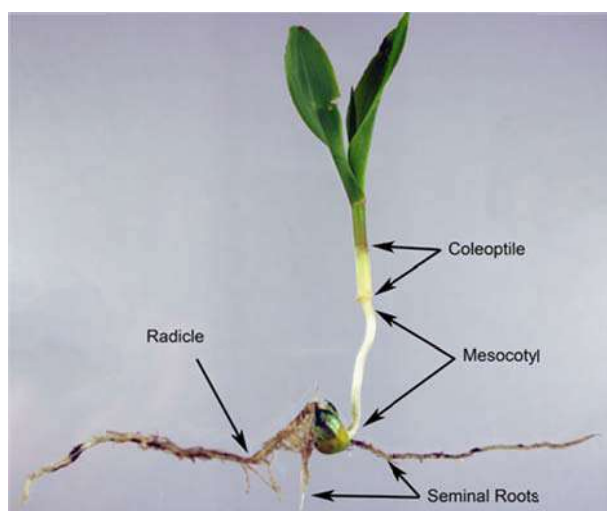
Generella slutsatser som kan dras utifrån utförda studier på effekter av vattenmättad jord på skörden är att skörden blir lägre ju längre jorden har varit vattenmättad. De flesta grödor kan tolerera kortare perioder av vattenmättnad, men hur toleranta de är varierar beroende på flera faktorer som t ex. temperatur, luftfuktighet och i vilka utvecklingsstadier grödan är i.

Känsliga utvecklingsstadier och påverkan på produktion

Ett överskott av vatten i markprofilen på dåligt dränerade jordar kan ge lägre skördar dels på grund av att dålig markbärighet försenar vårbruk och sådd och dels på grund av att syrebrist leder till låg grobarhet, biokemisk förgiftning och dåligt växtnäringsupptag. Vattenmättnad kan minska kärnsköörden av höstveten med 20 till 50 % (Belford, 1981; Cannell et al., 1984; Musgrave & Ding, 1998). Syrebrist orsakar reducerad tillväxt av skott och rötter, minskad ackumulering av torrsubstans och lägre skörd (Collaku & Harrison, 2002). Vattenmättnad påverkar ett flertal fysiologiska processer, så som vattenupptag (Drew, 1991), samspelet mellan rot- och skotthormon (Huang et al., 1994), lägre upptag och transport av joner genom rötter vilket leder till näringsbrist (Trought & Drew, 1980a, 1980b; Hodgson et al., 1989; Huang et al., 1995). Negativa effekter kopplade till vattenmättnad är kvävebrist genom ökad denitrifikation och utlakning (Hodgson et al., 1989; Huang et al., 1994) och ackumulering av toxiska substanser (Ponamperuma, 1984; Huang et al., 1994). I spannmål orsakar vattenmättnad minskad bladlängd, lägre antal kärnor och lägre skörd (Luxmoore et al., 1973; Gardner & Flood, 1993; Musgrave & Ding, 1998).

En period med syrebrist under groning fördröjer och förhindrar frön att gro. För många grödor är groningsstadiet det mest känsliga stadiet pga. den snabba ämnesomsättningen när frön gror.

Då finns det heller inte några ovanjordiska växtdelar som kan kompensera för syrebristen i översvämmad mark. Studier finns utförda i ärter (Jackson, 1983) och spannmål i tempererade klimat (Lynch et al., 1981; Setter & Waters, 2003). Dessa visade att för höstveten kan grobarheten sjunka upp till tio gånger om marken är vattenmättad i samband med uppkomst. Problemen förvärras om groningen äger rum i samband med nedbrytning av organiskt material som t.ex. när det finns kvar växtrester från tidigare odling. Mikrobiell aktivitet ökar förbrukningen av tillgängligt syre och nitrat i marken och utsöndrar potentiellt skadliga ämnen som omättade fettsyror och tillväxthämmande hormon. Läckage av vattenlösliga kolhydrater från frön stimuleras av anaeroba förhållanden och detta gynnar också en del svamppatogener. Ris är ett undantag i detta avseende eftersom riskärnor kan gro i översvämmade marken utan syre. groningen är dock onormal eftersom det endast är koleoptilen som utvecklas ur embryot, (figur 8). Utvecklingen av koleoptilen stimuleras av en kombination av brist på syre och höga halter av koldioxid och eten. Bakgrund till att ris kan gro under anaeroba förhållanden är riskärnornas förmåga att hydrolysera frövitans stärkelse till socker anaerobt (Loreti et al. 2003).



Figur 8. Groddplanta av majs med koleoptil, mesokotyl och rötter (www.imgarcade.com).

När fröet har grott, är omfattningen av skador orsakade av översvämning beroende på vilket utvecklingsstadium gröda befinner sig i. Groddplantor som har skott under markytan är mycket känsliga t.ex. höstveten (Cannell et al. 1980). Under efterföljande utvecklingsstadier ökar toleransen mot vattenmättnad fram till det reproduktiva stadiets början då den minskar igen. Ökad känslighet har också noterats för flera grödor vid eller strax före blomningen när marken översvämmas för en eller flera dagar, däribland ärter, vete, sorghum, majs, vignabönor och sojabönor (Cannell & Jackson, 1981; Linkemer et al. 1998). Däremot orsakar långvarig översvämning av små plantor av höstveten eller höstoljeväxter under vintervila, mindre avkastningsförluster på grund av kompenserad tillväxt efterföljande vår samt de lägre metaboliska kraven vid låga temperaturer under vattenmättnad.

Hur höstveten påverkas av vattenmättnad har undersökts i lysimeterförsök på lerjord (Belford et al., 1981). Behandlingarna valdes för att motsvara de mest vanligt förekommande markvattenförhållanden i Storbritannien, enligt följande: 5 dagar av vattenmättnad i oktober mellan grobarhet och uppkomst; 42 dagar av vattenmättnad under bestockning i januari och februari och 21 dagar från mitten av april under stråskjutning. Vattenmättnad före uppkomst begränsade planttätheten till 35 plantor per m² jämfört med 338 plantor per m² under fri dränering. Senare under vegetationssäsongen kompenserades tillväxten något genom att den

lägre planttätheten gav minskad konkurrens om kväve, vatten och ljus. Detta ledde till en högre bestockning och att flaggbladen blev större. Trots en kompenserad tillväxt var antalet ax vid skörd färre i alla behandlingar som hade varit vattenmättade före uppkomst. Efter vattenmättnad under bestockning, kunde skördeminskning helt förklaras av en minskning i antalet axbärande strå. Efter vattenmättnad under stråskjutning, var skördeförluster främst relaterade till färre antal kärnor per ax.

Screeningexperiment har genomförts i fält och i växthus i Storbritannien för att undersöka hur avkastningen av höstveten påverkas av vattenmättnad och toleransen mot vattenmättnad under bestockning (Dickin et al., 2009). Den genomsnittliga skördenedsättningen på grund av vattenmättnad i fältförsöken var 8,9 %, för alla undersökta höstvetesorter. Cannell et al. (1980) noterade förluster i kärnskörd på upp till 15 % i försök i lysimetrar utomhus. Detta kan jämföras med skördeförluster på cirka 45 % i Gulfkustregionen i södra USA (Musgrave & Ding, 1998; Collaku & Harrison, 2002). Enligt Collaku & Harrison (2002) var de genomsnittliga skördeförluster (44 %) i huvudsak orsakade av en sämre bestockning och ett lägre antal kärnor per ax. Vid vattenmättnad minskade antalet rotskott med 41 % och antalet kärnor per ax med 20 %.

Enligt Dickin et al. (2009) beror skillnader i skördenedsättningar på temperatur och vilket utvecklingsstadium växten befinner sig när vattenmättnad sker. Under vintervilan kan växten återhämta sig från stress och en snabb tillväxt kan vid gynnsamma förhållanden återupptas under våren. Tolerans mot vattenmättnad kan vara kopplad till vinterhärdighet som är en önskad egenskap i spannmål som odlas under brittiska klimatförhållanden. I screeningförsöket visade några av sorterna ha goda egenskaper för att vara i vinterdvala (Anon, 1999). En lägre tillväxttakt under vattenmättnad skulle innebära ett lägre behov av syre och därmed begränsa skadorna av syrebrist, jämfört med större skadorna om tillväxttakten är hög (Greenway & Gibbs, 2003). En hög kapacitet för bestockning ger en god förmåga att återhämta sig under våren.

Förebyggande åtgärder inom växtodling

I områden som översvämmas regelbundet finns oftast sedan länge implementerade olika skyddsåtgärder mot vatten. I Sverige finns cirka 400 invallningsföretag som skyddar produktiv jordbruksmark mot översvämningar. Av den totala arealen åkermark är dock andelen invallad åkermark liten, endast 4 % av företagen har invallad åkermark eller åkermark som är beroende av pumpning (Elmqvist, 2014). Längs många åar och vattendrag har man byggt skyddsvallar i områden som regelbundet utsätts för översvämning. Andra förebyggande åtgärder för att minska skördeförluster i samband med kortvariga översvämningar är att ha en bra grunddränering och att odla grödor med sorter som kan återhämta sig efter vattenmättnad. I vissa fall kan även en tillskottsgiva av kväve, applicerad som bladgödsling eller nedmyllning, minska skördeförluster efter översvämning.

Förbättrad dränering

I ett framtida klimatscenario blir markavvattningen på slättområden ännu viktigare om en långsiktig markbördighet ska kunna bevaras. Med högre nederbörd, mildare vintrar och kortare perioder av tjäle finns risk för sämre strukturuppbyggnad vilket leder till lägre genomsläpplighet, större packningskänslighet och ökad risk för ytvattenavrinning. Ett högre

nederbördsöverskott under vinterhalvåret kan medföra ökade flöden i underdimensionerade system med risk för översvämningar och ökat läckage.

Ett rätt dimensionerat dräneringssystem utgör den viktigaste möjligheten att styra markfuktigheten. Under åren 1947 till 1977 genomfördes ett stort fältförsöksprogram i Sverige med målsättningen att studera hur dikesavstånd och dikesdjup påverkar skörden. Totalt utfördes 100 fältförsök med olika dikesavstånd och 25 fältförsök med olika dikesdjup. Försöken pågick i genomsnitt under 14 odlingssäsonger, vilket sammanlagt innebär cirka 1800 skördeår (Håkansson, 1961; Eriksson, 1979). Försöksfälten representerade huvudtyperna av svensk åkermark. Utifrån dessa försöksresultat gjordes beräkningar av ekonomisk dikesintensitet för olika jordarter. Det gjordes genom att väga kostnaderna för dikning mot de vinster som den medför i form av bättre brukbarhet och bärighet. Man vägde också in vinsten av mer sällan förekommande och mindre svåra skördebortfall. Försöken har legat till grund för rekommendationer vid dimensionering av dräneringssystem. Utvecklingen av produktionsmetoder har varit betydande de senaste årtiondena. Det finns idag ett behov av översyn av gamla rekommendationer vid dimensionering av dräneringssystem dels för att uppfylla de förändrade produktionsmetoders krav på driftsäkerhet och dels beroende på dagens strävan efter en minskad miljöpåverkan.

I Sverige idag, är hälften åkermarken systemtäckdikad med rör ordnade i mer eller mindre regelbundna system och oftast placerade på 1 m djup. Avståndet mellan rören varierar mellan 8-30 m och är vanligtvis 12-16 m, även på platser där ett närmare avstånd skulle vara lämpligt för att tillgodose behovet av dränering. Ytterligare 20 % av svensk åkermark har dränering med några enstaka rör som täcker de viktigaste områdena på fältet med dräneringsbehov (Elmquist, 2014). De flesta system är gamla och behöver rustas upp, t.ex. genom att byta ut dåliga ledningar eller uppgradera hela systemet till ett modernare. De äldsta systemen består av tegelrör som installerades manuellt på 1930- och 1940-talet. Från slutet på 1960-talet mekaniserades dränering med maskiner för grävning och placering av flexibla korrugerade perforerade plaströr, med intagshål runt hela slangytorna, blev tillgängliga. Dräneringen blev mer effektiv än tidigare när användning av tegelrör begränsade vattenintagen till skarvarna mellan rörlängderna. Cirka 70 % av dräneringssystemen i Sverige idag består av tegelrör.

I en nyligen utförd undersökning bedömer jordbrukarna att 14 % av åkerarealen behöver omtäckdikas och 14 % behöver nytäckdikas (Elmquist, 2014). Detta innebär att nästan en tredje del av åkermarken behöver nydräneras eller omräneras, men det finns bara planer för åtgärder på 6 % av arealen inom de närmaste fem åren. Det eftersatta underhållet av dränering har av olika källor lyfts fram som en av svenskt lantbruks riktigt ömma punkter. Frågor som väcks är om klimatförändringar borde tas med i beräkningen av nödvändiga investeringar såsom vid dimensionering av nya dräneringssystem.

Direkt behandling av växande gröda

Positiva effekter har observerats efter applicering av flytande kvävegödselmedel direkt på bladverket efter översvämning. Försök utförda i bomull visade positiva effekter på avkastningen (<http://www.stockandland.com.au/cropping/cotton/>). Spannmål, som endast är måttligt skadat, kan också utnyttja kvävegödsel som myllas ned i marken. I västra Australien,

ökade en gödselgiva på 100 kg N ha⁻¹ spannmålsskörden på mark som varit vattenmättad i 3-7 dagar. Kvävegödsling av mer allvarligt skadade grödor gav däremot ingen positiv effekt på skörden. Tillskottsgödsling av kväve behöver inte vara stor eftersom tillfört nitrat kan tas upp passivt av anaerobt skadade rötter och transporteras upp till ovanjordiska växtdelar. En kvävegödsling efter översvämning kan dock behöva ersätta det kväve som har utlakats i dräneringsvatten eller avgått till atmosfären genom denitrifikation (Trought & Drew, 1981).

Groende frön har identifierats som särskilt sårbara för skador från vattenmättad anaerob mark. Försök har gjorts att förbehandla utsäde med ett oxiderande skal. Skyddsskalet har bestått av kalciumhydroxid och kalciumperoxid (Sladdin & Lynch, 1983). Vid försök med ris har effekterna av förbehandlat utsäde inte alltid varit positiva. Det finns företag som säljer produkter som lovar att förbättra tillväxten med hjälp av kalciumperoxid för att "injicera" syre i marken. En beprövad metod att öka grobarheten under våta förhållanden är att finfördela eller ta bort växtrester före sådd, eventuellt genom att bränna om lagstiftning tillåter detta.

Växtförädling

Fysiologiska mekanismer för tolerans av vattenmättnad varierar och kan grupperas i anpassningsbara egenskaper relaterade till (1) fenologi, (2) morfologi och anatomi, (3) näring, (4) metabolism inklusive anaeroba katabolism och tolerans mot syrebrist, och (5) återhämtning då översvämning och syrebristen upphört. För vete och korn finns det genetiska variationer i tolerans mot vattenmättnad under gröningsstadiet, men fram till idag har den fulla potentialen för denna egenskap inte utforskats. Sortskillnader i tolerans under gröningsstadiet skiljer sig ofta från tolerans under senare utvecklingsstadier. Detta stöder uppfattningar om att det finns olika mekanismer som styr hur stor toleransen för vattenmättnad är för växten i sin helhet och för enskilda vävnader. Begränsade studier visar tolerans mot vattenmättnad till en hög grad är ärftlig. Slutsatsen är att de bästa möjligheterna för förbättring av arvs massa är att fortsätta utforska och utnyttja den genetiska mångfalden genom att förbättra urvalskriterierna inklusive användning av markörer vid urvalet (Setter och Waters, 2003).

Vilka åtgärder kan man vidta för att minska skördeförlusterna efter översvämning?

Marken förändras som växtplats efter att den har varit utsatt för vattenmättnad under en längre period och en del av dess förändringar dröjer kvar till efterföljande vegetationsperioder. För att återfå markens bördighet är det viktigt att så snart som möjligt *etablera en växande gröda* som kan förbättra markstrukturen och öka den mikrobiella aktiviteten i rotzonen. Om mark som har varit översvämmad hålls obevuxen kommer detta att leda till problem även kommande växtsäsong. Närvaro av rotsystem är nödvändigt för att stimulera den mikrobiella populationen som bidrar till nedbrytning av organiskt material och frigörelse av växtnäringssämnen.

Förutom de potentiella biologiska förändringar som orsakats av översvämningar och avsaknad av aktiva rotsystem, kan det också uppstå kemiska och fysikaliska förändringar när marken har varit översvämmad. De flesta av de kemiska förändringarna framkallas av tillfälliga förändringar av oxidations- och reduktionstillståndet i marken. Fysikalisk-kemisk-biologiska

förändringar av markens aggregatstabilitet, struktur, pH etc., kan dock vara betydande, särskilt om marken lämnas utan någon växande gröda.

Åtgärder för att förbättra förutsättningarna för odling efter översvämning

Näringsstatusen i markprofilen kan förändras efter översvämning. Kraftiga regn och översvämningar kan orsaka växtnäringsmässiga problem. Näringsämnen som kväve och kalium kan lakas ut och halterna av dessa ämnen i marken kan minska. Kväveförluster genom denitrifikation kan bli betydande när jorden har varit vattenmättad i 36 timmar eller mer. Det kan därför vara bra att uppdatera markkarteringen av fält som har varit översvämmade. Jordprovtagningen bör inte ske direkt efter det att marken har torkat upp. Förändringar i fosforstatus kan ske en tid efter det har blivit aeroba förhållanden i marken och kaliumbrist kan uppträda på grund av markpackning (Al-Kaisi, 2015). *Gödslingsstrategier* bör anpassas för att kompensera brister, men givorna bör justeras med försiktighet för att undvika för hög tillförsel av växtnäringsämnen. Före etablering av nästa års säsong av grödor bör jordanalys utföras för att identifiera eventuella problem och åtgärder som måste vidtas för att hantera dessa under följande odlingssäsong. Det är viktigt att skraddarsy gödslingsprogram för grödan baserat på provresultaten (Hinckman, 2015).

Om tidigare växande bestånd inte återhämtar sig är det bra att etablera en *mellangröda* så snart som marken har bärighet för odlingsåtgärder. En mellangröda gynnar den mikrobiella populationen som är nödvändig för frigörelse av växtnäringsämnen. Om man använder en mellangröda som kan övervintra får man fördelar av en tidig tillväxt på våren före sådd av ordinarie gröda.

De flesta jordar, speciellt jordar med en hög lerhalt, blir packade och sätter sig efter kraftiga regn och översvämningar. Översvämningar kan också medföra sedimentation av lerpartiklar eller skorpbildning som hindrar syre- och vattentransport ned i markprofilen. Om marken har blivit hård i samband med upptorkning (eller vid fältkapacitet), kan en *lätt jordbearbetning* utföras för att bryta upp skorpan och luckra matjorden så att vatten och syre tränga ned i markprofilen. Det är också viktigt att så en gröngödslingsgröda på översvämningsdrabbad åkermark för att förbättra markens struktur och öka halten organiskt material.

Våta och fuktiga förhållanden kan sannolikt öka förekomsten av ett brett spektrum av *växtsjukdomar*. Det är därför viktigt att övervaka förekomst av växtsjukdomar genom frekventa studier. Goda hygieniska förhållningsätt krävs efter översvämningar för att förhindra spridning av jord- och vattenburna växtsjukdomar. Sannolikheten för spridning är hög, särskilt till områden nedströms översvämning. Om potatis är vattendränkt under en längre tid ska den därför plöjas ned för att minska risken för sjukdomsutveckling. Helst bör en avbrottsgröda odlas efter översvämning som kan hindra spridning av markbundna sjukdomar. Vattenmättnad kan öka förekomsten av knölsjukdomar i potatis och påverka avkastningen. Det blir också extra viktigt med ogräsbekämpning eftersom vissa ogräs kan vara värd för sjukdomar.

Översvämningar kan påverka *ogräsförekomsten* både under det år de förekommer och under efterföljande år. Den största effekten under samma år som översvämningen orsakas av den reducerade konkurrenskraften hos en eftersatt eller skadad gröda. Ogräs kommer lätt att gro

och utvecklas i områden där grödan inte har ett slutet bestånd. Nya ogräsproblem är sannolikt året efter en översvämning till följd av vattnet kan ha transporterat ogräs och ogräsfrö till fältet. Man bör därför använda både mekaniska och kemiska bekämpningsmetoder under översvämningsåret och under de följande åren för att hantera ogräsförekomsten. Vattnet kan också transportera herbicidrester. Ett Biotestet, i vilket utsäde planteras i översvämmade och icke-översvämmade jordprover, kan vara till hjälp för att avgöra om jordar är säkra för avsedda grödor (Zollinger, 2015).

Om växande gröda överlever en översvämning kan *kemisk ogräsbekämpning* vara det bästa alternativet för att förhindra ogräs att gro och döda ogräs som har kommit upp. Vid val av preparat är det viktigt att kontrollera vilket preparat som kan användas säkert. De flesta etiketter anger tydligt den senaste tillväxtfasen av grödan som produkten kan användas i. Man bör inte spruta mitt i vegetationssäsong. De flesta etiketterna brukar också varna för att använda herbicider om grödan är under stress. Att kemiskt bekämpa ogräs samma år som en översvämning inträffar kan därför vara vanskligt (Zollinger, 2015).

FÖRLUSTER AV VÄXTNÄRINGSÄMNE

Förändrat klimat med mildare vintrar och mer nederbörd i form av regn under vintrarna, kommer leda till högre avrinning, vilket medför en ökad förlust av näringsämnen som kväve och fosfor. Näringsförlusterna av kväve respektive fosfor sker med olika flödesvägar och skiljer sig framförallt beroende på jordart eftersom kvävecykeln och fosforcykel i marken ter sig olika. Generellt är kväveförlusterna störst från friktionsjordar, medan fosforförlusterna främst sker från erosionskänsliga kohesions- och flytjordar (ler- och siltjordar).

Fosforförluster från jordbruksmark

Förlusten av fosfor från jordbruksmark påverkas dels av markens förmåga att kemiskt binda fosfor och redoxförhållandena i marken, och dels av de fysiska transportvägarna som påverkas av markens textur och struktur samt markvattenbalansen och klimatet.

Markkemi

Jordartens egenskaper har stor betydelse, eftersom fosfor kan bindas kemiskt och sorberas fysikaliskt till markpartiklar. Jordens hydrauliska egenskaper påverkar också fosfortransporten. Fosfor kan förekomma som fosfatjoner lösta i markvätskan, adsorberad till seskvioxider och humus samt bindas i svårlösta former (Eriksson et al. 2005). Oorganiskt fosfor förekommer i marken som fosfatjoner (H_2PO_4^- och HPO_4^{2-}). Anjonen har en kraftig affinitet till katjoner såsom Fe^{3+} , Al^{3+} och Ca^{2+} och binds i olika former till dessa katjoner (Bergström, et al. 2007). Som nämnts ovan binds dessa katjoner oftast till negativt laddade lermineraler, därför har lerjordar en förmåga att binda mer fosfor jämför med sandjordar.

I vilken form fosfor finns är starkt styrd av markens pH, mineralsammansättning och humushalt. Fosfat förekommer adsorberad av oorganiska kolloider, främst Fe- och Al-grupper med positiv laddning och av humus, t.ex. genom aluminiumbryggor. Den kemiska bindningen av fosfor till kalcium, aluminium- och järnoxider påverkas av pH och redoxpotentialen. Fosfat binds i svårlösliga former vid höga pH ($> 8,0$) med Ca^{2+} och vid låga pH ($< 5,5$) med Fe^{3+} och Al^{3+} . För svenska lerjordar har man dock visat att fosfaterna lätt kan lösas upp och

lakas ut även vid låga pH (Gustafsson et al., 2012). Omväxlade oxiderande och reducerande förhållande i marken, då Fe-oxider omvandlas har i många studier visat sig vara den viktigaste faktorn som påverkar bindningen av fosfor (Torrent, 1997; Rhue & Harris, 1999). Under syrefattiga förhållanden sker en mikrobiell reduktiv upplösning av Fe(III)oxider som frigör Fe(II) och adsorberat fosfat. Flera studier har visat på en ökad koncentration av Fe och P i markens porvatten när aeroba förhållanden ändras till anaeroba (eg. Shenker et al., 2005).

Risken för förluster är även starkt kopplade till markens *fosforstatus*, dvs. hur mycket fosfor som finns i marken, samt *fosformätnadsgraden* markens förmåga att ytterligare binda fosfor till järn och aluminium. Om marken har en hög fosforstatus och fosformätnadsgrad finns det liten möjlighet för fosfaten att bindas och risken för fosforförluster blir därmed stor. Mark med höga fosfortal har *stallgödslats under en längre tid*, vilket oftast är fälten närmast stall och ladugårdar. Även *rasthagar för djur* har oftast höga fosfortal i matjorden (eg. Parvage et al., 2011). Om ackumuleringen har skett under längre tid så att jordens fosformätnadsgrad är hög eller att jorden har låg halt av järn och aluminium att binda till (låg bindningsförmåga) i matjorden och alven, ökar risken för fosforförluster. Risken ökar ännu mer om marken dessutom har *makroporer* som snabbt transporterar fosfor genom markprofilen, utan att fosfor hinner bindas. Därför måste alltid hänsyn tas till fosfors mobiliseringsrisk och transportvägar när risken för fosforförluster utvärderas.

Transportvägar

De vanligaste transportvägarna av fosfor i avrinningsområdet är enligt Kronvang et al. (2005): i) läckage genom dräneringsledningar (Q5), ii) ytvattenavrinning och erosion från fälten (Q3) och iii) förluster via erosion av dikeskanter (Q6). Läckaget i dräneringsledningarna påverkas i högsta grad av markens förmåga till infiltration (Q4). Infiltration i marken som sker genom relativt homogent flöde i markprofilen eller snabbt flöde via makroporer (se figur 1).

Fosforförluster via ytvattenavrinning (Q3)

Fosfor förloras både som löst fosfor och bundet till jordpartiklar (partikulärt fosfor). För ler- och siltjordar gäller att det mesta av fosfor som transporteras från jordbruksområden bundet till jordpartiklar och en mindre andel är i löst form. Proportionerna varierar dock starkt mellan olika fält och under året. De största förlusterna sker under perioder med höga flöden, då jordpartiklar och fosfor bundet till dessa partiklar eroderar och transporteras till vattendrag. Eftersom de flesta ler- och siltjordarna är dränerade sker det mesta via dräneringssystemen. Ju högre och intensivare avrinning desto fler partiklar och mer fosfor kan transporteras. Erosionskänsliga jordar är framförallt sådana som innehåller stor andel ler och mjåla. Dessa jordar har en förmåga att binda mycket fosfor, vilket leder till höga fosforförluster vid erosion. Topografin påverkar framför allt risken för yterosion som är högre på fält som har långa sluttningar med kraftig lutning. En annan risk är dåligt fungerande diken som ligger mot skog ovanför åkermarken. Om backdiken inte fungerar kan stora mängder vatten från skogen rinna ut över åkermarken och orsaka erosion, med stora fosforförluster som följd.

Lokalt kan ytvattenavrinning vara den dominerande orsaken till fosforförluster från jordbruksmark. Ett flertal studier visar att fosforförlusterna minskar när markens infiltrationskapacitet ökar och ytvattenavrinningen minskar (Turtola & Jaakola, 1995; Gillingham &

Thorrold, 2000; Simard et al., 2000) och om dräneringen förbättras (Turtola & Paajanen 1995).

Infiltration av fosfor i marken (Q4)

Förutom ytavrinning transporteras partikulärt och löst fosfor genom infiltration i markprofilen (Q4) och vidare genom dräneringsledningarna (Q5), vilket är vanligt i Sverige. Lerjordar har en god förmåga att binda mycket fosfor jämfört med sandjordar, så om lerjorden har bra struktur infiltrerar vattnet jämnt och fosforpartiklarna slammas inte upp i en vattenmättad markyta utan förblir bunden till lerpartiklar eller leraggregat i marken. Har däremot lerjordens struktur försämrats t.ex. genom packningsskador medför det ofta stora fosforförluster. Om det naturligt finns mycket sprickor i marken, vilket förekommer om jorden innehåller gytta, transporteras både löst och partikulärt fosfor snabbt genom markprofilen utan att bindas till lerpartiklarna. Infiltrationskapaciteten kan även vara försämrad p.g.a. trampning i rasthagar för djur. Med dålig dränering kan det dessutom bildas stående vatten på fältet. Det gör att markstrukturen på den vattenmättade marken kan förstöras och leraggregat slammas upp. Vid stående vatten på fältet finns det risk för kanaliserade flöden genom makroporer i marken. De uppslammade lerpartiklarna kan sedan följa med avrinnande vatten och transporteras långt i vattendrag och sjöar.

Frigörelse av fosfor vid översvämning (vattenmättade förhållanden)

Det är väl dokumenterat att fosfor frigörs från järn i jordar som vattenmättas till reducerande förhållanden (Moore & Reddy, 1994; Reddy et al., 1998; Shenker et al., 2005). Detta medför att fosforförlusterna ökar vid översvämning som orsakar anaeroba förhållanden. Om marken innehåller mycket *järn* är risken större att mer fosfor frigörs vid översvämning. Även vid vattenmättnad efter långvarigt regn kan det ske en reduktion av järn och frigörelse av fosfor. Liator et al. (2003) använde *fosformättnadsgraden* för att beräkna potentiell frigörelse av fosfor från mark till dräneringsledningarna.

Det finns en stor oro för frigörelse av bundet fosfor vid en reduktion av järn när intensivt odlad jordbruksmark omställs till våtmarker och markens syreförhållanden ändras. Flertalet studier har visat att frigörelsen av fosfor under anaeroba förhållanden ökar vid högre fosformättnadsgrad i sedimenten (Scalenghe et al., 2002; Szilas et al., 1998; Sallade and Sims, 1997). Det är därför viktigt att den fosforrika matjorden schaktas bort när våtmarker anläggs på jordbruksmark. Det översta bottenskiktet i våtmarken utgörs då av jord med större bindningsförmåga och risken för att våtmarken blir en fosforkälla minskar.

Deposition av fosfor vid översvämning av vattendrag (Q7)

I Danmark restaureras gamla våtmarker genom att inte längre bruka jordbruksfält. Man översvämmar dessutom strandnära områden medvetet för att låta partiklar och fosfor deponeras där. Detta kan liknas med en ökad översvämning av vattendrag (Q7) vid ett förändrat klimat. Deposition av partiklar och fosfor under översvämning av naturliga och restaurerade marker vid vattendrag på vintern varierade mellan 12 och 73 kg P ha⁻¹ år⁻¹ (Kronvang et al., 2007). Detta innebär samtidigt en risk att man skapar anaeroba förhållanden som frigör löst fosfor som är bundet till järn i marken. I Danmark har dessa områden ofta en

hög järnhalt och man har uppmätt en frigörelse av fosfor upp till 25 kg P ha⁻¹ år⁻¹. Detta är att jämföra med 10-20 kg P ha⁻¹ år⁻¹ som förs bort vid skörd av växterna.

Förluster av kväve

Förlusten av kväve från jordbruksmark kan ske genom två transportvägar: *gasavgång* eller *utlakning*. Den relativa betydelsen för de olika förlustvägarna varierar med odlingssystem, jordart och klimat och mellan år. I Sverige där nederbörden på årsbasis är högre än evapotranspirationen beräknas 60 % av kväveöverskottet lämna åkermarken genom utlakning (Jordbruksstatistisk årsbok, 2004).

Kväveförluster genom utlakning

Kvävet i marken kan vara i organisk form, ammonium (NH₄⁺) eller nitrat (NO₃⁻). När växtrester bryts ner på hösten sker mineralisering av organiskt kväve till ammonium och vissa förluster av ammonium kan ske. Mineraliseringen sker av mikroorganismer som är beroende temperaturen och syreförhållanden.

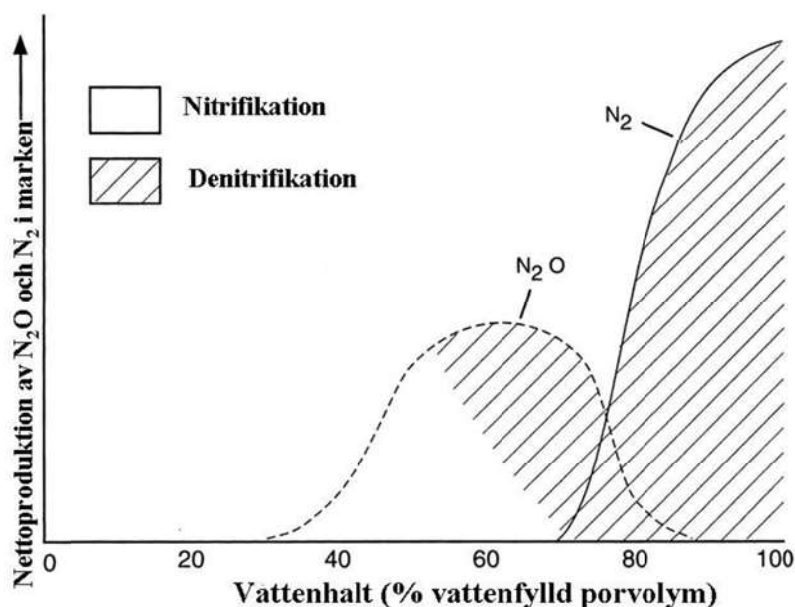
Den positiva ammoniumjonen kan bindas till negativt laddade lermineral, men i sandjordar med lågt lerinnehåll binds inget ammonium utan en stor utlakning kan ske. Ammonium omvandlas relativt snabbt vid aeroba förhållanden till nitrat genom nitrifikation. Nitratet kan i sin tur omvandlas till kvävgas (N₂) vid anaeroba förhållanden genom denitrifikation och därmed lämna mark-vatten-systemet till atmosfären. Nitrat är mer lätttröligt än ammonium och denitrifikationen går inte lika fort i marken under goda syreförhållanden. Den största andelen av *kväveförlusterna från jordbruksmark* består således av *nitratkväve*. Kväveläckaget från åkermark i Sverige är störst i områden med *intensivt jordbruk, lätta jordar, hög djurtäthet och hög nederbörd*.

Med klimatförändringar som innebär mer nederbörd och högre avrinning, ökar också risken för högre kväveutlakning. Långvariga översvämningar som påverkar växterna negativt, minskar växtnäringsupptaget och därmed ökar också risken för kväveläckage. Vattenmättade förhållanden som skapar syrebrist, kan öka denitrifikationen i marken och därmed minska förlusterna av nitrat genom utlakning.

Kväveförluster genom gasavgång

Både nitrifikations- och denitrifikationsbakterierna behöver en kol- och energikälla som i marken generellt består av växtmaterial. Nitrifikationen behöver aeroba förhållanden och denitrifikationen anaeroba förhållanden. Är förhållandena inte optimala för respektive process bromsas nitrifikationen respektive denitrifikationen upp och lustgas (N₂O) bildas. Är det hög syretillgången i marken, som i en väl-dränerad jord, gynnas nitrifikationen och risken för att lustgas ska bildas minskar. Det omvända gäller för denitrifikation, då det ska vara helt syrefritt för att få en fullständig denitrifikation. Om syre tillförs så kan denitrifikationen avstanna och lustgas bildas i stället för kvävgas. Syretillgången varierar i marken och syrebrist uppstår lokalt i marken, t.ex. på ställen med hög mikrobiell aktivitet eller om markens porer har tryckts ihop vid markpackning. Eftersom det finns miljöer med växlande syretillgång finns också en risk för lustgasbildning.

Bildandet av lustgas påverkas av olika syretillgång i nitrifikations- och denitrifikationsprocesserna. Gemensamt för de båda processerna är dock att *växlingen mellan syrerik och syrefattig miljö gynnar bildandet av lustgas*. Största risken för att lustgas ska bildas är när marken är relativt blöt, men ändå inte helt vattenmättad (Figur 9). För att minska risken för att lustgas bildas i marken, ska man undvika förhållanden med stora mängder fritt kväve när marken är blöt och tillgång till färskt nedbrytbart organiskt material (Kasimir Klemendtsson, 2001). Lustgasproduktion är även beroende av många andra faktorer så som pH, temperatur och odlingsåtgärder. Det går aldrig att helt undvika lustgasproduktion i marken, men en bra reglering av kvävetillgången under olika markvattenhalter kan vara till hjälp.



Figur 9. Produktionen av lustgas (N_2O) är som högst vid ca 60 % vattenfylld porvolym (Wesström & Joel, 2007).

Globalt, är gasförlusterna av kväve den dominerande mekanismen i många odlingssystem och inkluderar ammoniakavgång (NH_3), och frigörelse av NO , N_2O respektive N_2 från nitrifikation och denitrifikation. Lustgas har en stark klimatpåverkan och 1 kg lustgas kan ge lika stor klimateffekt som ca 300 kg CO_2 . Lustgasen bidrar med 6 % av den antropogena växthuseffekten. Det svenska jordbrukets utsläpp av N_2O uppgick år 2002 till drygt 5 miljoner CO_2 -ekvivalenter, vilket motsvarar 8 % av de totala utsläppen av växthusgaser i Sverige (Jordbruksstatistisk årsbok, 2004). Totalt kommer cirka 57 % av de årliga globala N_2O utsläppen från marken (IPCC, 1997).

Väl-dränerade jordar gynnar nitrifikationen och risken för lustavgång vid nitrifikation minskar, medan denitrifikationen samtidigt minskar. En god dränering gynnar också grödans rottillväxt och därmed grödans växtnäringssupptag, vilket är positivt både för skörden och för att motverka växtnäringssläckage av framför allt kväve. Mängden lättillgängligt kväve i markprofilen kan vara högre på en väl-dränerad jord jämfört en dåligt dränerad jord, eftersom den ökade syretillgången ökar kväveminaliseringen och minskar denitrifikationen. Då en större andel av vattnet infiltrerar genom markprofilen och marken innehåller mer kväve, så

finns en viss risk för ökade kväveförluster. Men sett till helheten i odlingen, så ger en väl-dränerad mark bättre förutsättningar för en bra gröda, som därmed kan ta upp mer kväve, vilket är positivt ur förlustsynpunkt. Vattenmättnad som skapar anaeroba förhållanden under en kortare period kan däremot öka denitrifikationen och därmed minska kväveläcket.

Hur påverkas näringsförlusterna av kortvarig respektive långvarig översvämning?

Om klimatet förändras så att det blir *kraftigare regn* under sommaren samt mildare och blötare vintrar kommer risken för ytvattenavrinning och därmed även förlusterna av partiklar och fosfor att öka. Vårflod som orsakar ökad ytvattenavrinning ökar även erosionen av jordpartiklar och partikulärt fosfor. Ökad nederbörd innebär även ökade kväveförluster. Kraftigt regn strax efter gödsling kan orsaka direkt bortspolning av jord och gödsel och därmed öka förlusterna av näringsämnen (både kväve och fosfor).

Även *Markens struktur* påverkar växtnäringsförlusterna. Tidigare nämndes att friktions- och flytjordar blir instabila och aggregaten i kohesionsjordar sönderdelas vid översvämning. Detta medför erosion av partiklar och fosfor. Jorden kan även slammas igen, vilket minskar infiltrationen och ökar risken för ytavrinning och därmed erosion och transport av växtnäringsämnen.

Reducerande förhållanden påverkar förlusterna av kväve och fosfor på olika sätt. Som nämnts ovan uppstår anaerobiska förhållanden lättare och kan vara längre i kohesionsjordar än i friktionsjordar. Om dessa jordar innehåller mycket järn, finns en stor risk att fosfat frigörs och ökar fosforhalten i markvattnet. Är det syrefattigt under en kortare period utan en transport av vattnet, kan fosfor åter bindas vid syrerika förhållanden. Sker det däremot samtidigt en vattentransport förloras fosfor till vattendragen. För kväve, sker en omvandling av nitrat till kvävgas vid reducerande förhållanden. Kvävgas avgår till atmosfären och minskar kvävehalten i marken och därmed risken av kväveförluster till vattendragen.

Vilka åtgärder kan man vidta för att förebygga och minska näringsförluster efter översvämning?

Fosforförluster från mark till vatten kännetecknas av att de är mycket variabla, både i tid och i rum. En uppskattning är att 80-90 % av fosforläcket från ett avrinningsområde kan ske från 10-20 % av ytan under 1 % av tiden. Därför är fosforförlusterna svåra att förutsäga, men desto viktigare att förebygga på rätt plats. *Kritiska källområden för fosforförluster* är områden med en *källa* där fosfor ackumulerats (hög djurtäthet och fosforstatus), där jorden har en risk för att *mobiliseras* (sluttande mark, hög erosionsbenägenhet, mättnadsgrad och lerhalt) och dessutom *transporteras* iväg genom dräneringsledningar eller ytvattenavrinning (figur 10). Åtgärder bör sättas in framför allt i områden där man både har kritiska källområden och snabba transportvägar. Man bör också se hur angeläget det är för den mottagande recipienten och om fosfor beräknas vara mest kritisk för eutrofieringen. För att minska källan, bör ackumulering av fosfor i marken inte tillåtas att stiga över fosforklass III. Genom att anpassa gödselmängden till grödans upptag och markens fosforstatus kan *rätt mängd* gödsel appliceras. Det gäller även att gödseln får *rätt placering* genom att anpassa givan till fosforstatus och fosformättnadsgrad i både matjorden och alven. Dessutom innebär det att gödsling inte bör ske där det finns en risk för snabb transport av fosfor. För att förhindra att

gödseln spolats bort bör den inte spridas intill vattendrag eller innan förväntat regn. Även över året är det viktigt med *rätt tidpunkt* för spridningen av gödsel där vårspridning kan minska förlusterna. Skulle höstspridning vara aktuellt gäller det att använda *rätt metod*, och mylla flytgödsel kan minska fosforförlusterna (Geranmayeh & Aronsson, 2015).

Studier av läckage i meterdjupa lysimetrar har visat att en sandjord med hög fosforstatus hade mindre fosforförluster än en erosionskänslig lerjord med lägre fosforstatusen (Djodjic et al., 2004). Fosforförlusterna påverkas starkt av väderhändelser som hög regnintensitet då fosfor lättare mobiliseras (Messing et al., 2015). Vid ett förändrat klimat med ökad nederbörds-mängd och intensivare regn, framför allt under vintern blir förlusterna större. Därför är det viktigt att minska risken för dålig infiltrationen i marken genom *markstrukturförbättrande åtgärder* som nämnts tidigare. *Strukturkalkning* har visat sig vara en bra åtgärd på lerjordar för att minska fosforförlusterna genom att leraggregaten stabiliserats (Ulén & Etana, 2014). Vid hög fosforstatus minskade också läckaget av den lösta reaktiva fosfor – effekter som dock skulle behöva studeras närmare. Det är också viktigt att undvika stående vatten genom att ha en *bra dränering* speciellt som detta lägger grunden till en god struktur.

Det kommer bli viktigt att hitta områden där översvämning kan få störst negativa effekter. Riskområden innefattar flacka områden som *översvämmas regelbundet*, områden med *sämre infiltration* (beroende på t ex packningsskador, trampning av djur). Bra dränering är av yttersta vikt speciellt för dessa områden. *Ytvattenavrinning/yterosion* sker framför allt på ler- och flytjordar med kraftig lutning, och dålig aggregatstabilitet. Lerjordar som innehåller mycket finler utgör riskjordar för höga fosforförluster. Att använda *Nya markkartan* med lerhalter för södra Sverige, kan vara ett verktyg för åtgärdsarbetet. Dessa data bör dock kompletteras med information om andelen fin- respektive grovler. Detta eftersom en jord med samma lerhalt kan ha helt olika egenskaper beroende av fördelningen mellan fin- och grovler. Infiltrationen i marken förbättras i kantzoner (Daniel, 2016) och fosfordammar kan fånga fosfor från både ytvattenavrinning och dräneringsvatten. Tvåstegsdikens förmåga att fånga fosfor har inte utvärderats under svenska förhållanden, men och effekten i Sverige borde därför följas upp, då de har potential att både fånga partiklar och fosfor samt minska översvämningsrisken.



Figur 10. Stående vatten och ytvattenavrinning som orsakar erosion.

Antalet hästar ökar i Sverige och många djur går ute året runt på en liten yta, vilket leder till trampsador som ger sämre infiltration i marken. Utfodrings- och avföringsplatser har visat vara specifika riskområden inom en hästhage, där ackumulation av näringsämnen sker och risk för bortspolning är stor (Parvage et al., 2013). Det kan vara vanligt att hästhagarna ligger på sluttande marker och nära vattendrag utan kantzoner. Dessutom är det många hästgårdar runt storstäderna på slättområden, där lerjordar dominerar. Så flera riskfaktorer för fosforförluster finns i dessa områden och där fosforförlusterna förväntas öka med ett förändrat klimat.

Viktiga åtgärder för att minska kväveförlusterna är: i) *fånggrödor* som täcker marken och tar upp kväve även under vinterhalvåret då den största avrinningen sker, ii) *reglerbar dränering* som minskar variationerna i vattentillgång för växterna och kan lagra vatten till de torra perioderna, iii) *tvåstegsdiken* som ökar denitrifikationen och minskar översvämningsrisken av intilliggande åkermark, iv) *våtmarker* som skapar ett vattenmagasin i landskapet där det nitrat som förlorats från jordbruksmarken kan omvandlas till kvävgas och inte längre bidra till övergödningen av vatten.

Ett väl fungerande dräneringssystem är den åtgärd som har den största inverkan för att uppnå ett resurseffektiva odlingsystem. Underhåll och anpassning av dräneringssystemen för dagens och framtidens behov bör sättas högst upp på agendan för att minska de mer påtagliga riskerna för korta och långvariga översvämningar.

REFERENSER

- Al-Kaisi, M. 2011. Management considerations for post flooding soils. ICM News, November 7. [<http://crops.extension.iastate.edu/cropnews/2011/11/management-considerations-post-flooding-soils>]. Tillgänglig: 2015-12-04.
- Amézketa, E. 1992. Físico-Química, estabilidad estructural y técnicas de lavado de suelos salino-sódicos del sistema de riegos Monegros-Flúmen (Huesca). Ph.D. dissertation. Universidad Politécnica de Cataluña. Lérida, Spain. 220 pp.
- Amézketa, E. & R. Aragüés. 1995a. Flocculation-dispersion behavior of arid-zone soil clays as affected by electrolyte concentration and composition. *Inv. Agr.: Prod. Prot. Veg.*: 10 (1):101-112.
- Amézketa, E. & R. Aragüés. 1995b. Hydraulic conductivity, dispersion and osmotic explosion in arid-zone soils leached with electrolyte solutions. *Soil Science*, 159:287-293.
- Amézketa, E., M.J. Singer, N. Gunapala, K. Scow, D. Friedman & E. Lundquist. 1996b. Soil aggregate stability in conventional, low-input and organic farming systems. (unpublished data)
- Anon, 1999. Claire Winter Wheat – Husbandry Guidelines. Market Rasen, Lincolnshire, UK: Nickerson (UK) Ltd. [<http://www.limagrain.co.uk/products/details/12.html>]. Tillgänglig: 2015-05-10.
- Andersen, S. A. 1962. Dydbearbejdningsforsøgene i Bjerre. Hedesel. *Tidskr.* 83: 341-351.
- Andersson, S. 1961. Rotutveckling och markstruktur. Kumla Foder & Utsädes AB. Inläggsfolder till frökatalog 1961, 5 s.
- Angers, D.A. & M.R. Carter. 1996. Aggregation and organic matter storage in cool, humid agricultural soils. pp. 193-211. In Carter M.R. & B.A. Stewart (eds.). *Structure and organic matter storage in agricultural soils. Advances in Soil Science*. Lewis Publishers, CRC Press, Inc., Boca Raton, FL.
- Angers, D.A., N. Samson & A. Légère. 1993b. Early changes in water-stable aggregation induced by rotation and tillage in a soil under barley production. *Can J. Soil Sci.* 73:51-59.
- Aronsson, H., Hansen, E.M., Thomsen, I.K., Liu, J., Øgaard, A.F., Känkänen, H. & Ulén, B. 2016. The ability of cover crops to reduce nitrogen and phosphorus losses from arable land in southern Scandinavia and Finland. *Journal of Soil and Water Conservation* 71(1):41-55.
- Arvidsson, J. 2014. Kapitel 4. Alvpäckning – luckring. I: Höstvete mot nya höjder. Red. Helena Elmqvist & Johan Arvidsson. *Rapporter från jordbearbetning*, nr. 129, SLU, Institutionen för mark och miljö. s.55-70.
- Baldock, J. A., Aoyama, M., Oades, J. M., Susanto & Grant, C.D. 1994. Structural Amelioration of a South Australian Red-brown Earth using Calcium and Organic Amendments. *Aust. J. Soil Res.*, 32: 571-594.
- Barzegar, A.R., J.M. Oades, P. Rengasamy & L. Giles. 1994b. Effect of sodicity and salinity on disaggregation and tensile strength of an Alfisol under different cropping systems. *Soil & Till. Res.* 32:329-345.

- Beare, M.H., M.L. Cabrera, P.F. Hendrix & D.C. Coleman. 1994a. Aggregate-protected and unprotected organic matter pools in conventional- and no-tillage soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58:787-795.
- Beare, M.H., P.F. Hendrix & D.C. Coleman. 1994b. Water-stable aggregates and organic matter fractions in conventional- and no-tillage soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58:777-786.
- Belford, R.K. 1981. Response of winter wheat to prolonged waterlogging under outdoor conditions. *J. Agric. Sci. Camb.* 97:557-568.
- Berglund, G. 1971. Kalkens inverkan på jordens struktur. *Grundförbättring* 24, 1971:2; 81-93.
- Berglund, G. 1977. Mikroaggregatanalysen som testmetod vid strukturbalkning. Stenciltryck 102. ISBN 91-7088-673-3
- Berglund, K., Blomquist, J., Christensson, B., Gerhardsson, B., Hellgren, O., Larsson, H., Rydberg, T. & Wildt-Persson, T. 2002. 4T - Tillväxt Till Tio Ton. Slutrapport till Stiftelsen Lantbruksforskning. Rapporten finns publicerad på hemsidan: [www.sockerbetor.nu under rubriken Betförsök/4T].
- Bergström, L., Djodjic, F., Kirchmann, H., Nilsson, I. & Ulén, B. 2007. Fosfor från Jordbruksmark till Vatten -tillstånd, flöden och motåtgärder i ett nordiskt perspektiv. Rapport MAT 21 nr 2/2007. SLU.
- Björling, O. & Wesström, I. 2014. Markförbättring med vall. *Arvensis* 02: 18-19.
- Brady, N.C. 1984. The nature and properties of soils. Ninth edition. Macmillan Publishing Company, New York.
- Broadhead, R.G. & Skaggs, R.W. 1982. Drainage strategies and peak flood flows. ASAE Paper. St. Joseph, MI. (fiche no. 82-2054).
- Bruce, R.R., G.W. Langdale, L.T. West & W.P. Miller. 1992. Soil surface modification by biomass inputs affecting rainfall infiltration. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 1614-1620.
- Bullock, M.S., W.D. Kemper & S.D. Nelson. 1988. Soil cohesion as affected by freezing, water content, time and tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52: 770-776.
- Bölenius, E. & Westlin, A. 2011. Miljöövervakning – Markpackning. Rapporter från jordbearbetning. 121: 62-64.
- Cambardella, C.A. & E.T. Elliott. 1993. Carbon and nitrogen distribution in aggregates from cultivated and native grassland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57: 1071-1076.
- Cannell, R.Q., & Jackson, M.B. 1981. Alleviating aeration stresses. In H.M. Taylor [ed.], *Modifying the root environment to reduce crop stress*, 141-192. American Society of Agricultural Engineers, St Joseph.
- Cannell, R.Q. & Belford, R.K. 1982. Crop growth after transient waterlogging. In *Advances in Drainage Proceedings of the American Society of Agricultural Engineers Fourth National Drainage Symposium*. pp 163-170.
- Cannell, R.Q., Belford, R.K., Gales, K., Dennis, C.W. & Prew, R.D. 1980. Effects of waterlogging at different stages of development on the growth and yield of winter wheat. *J. Sci. Food Agric.* 31: 117-132.

- Cannell, R.Q., Belford, R.K., Gales, K. Thomson, R.J. & Webyield, C.P. 1984. Effects of waterlogging and drought on winter wheat and winter barley grown on a clay and a sandy soil. I. Crop growth and yield. *Plant Soil* 80: 53–66.
- Carter, M.R. 1992. Influence of reduced tillage systems on organic matter, microbial biomass, macro-aggregate distribution and structural stability of a surface soil in a humid climate. *Soil & Till. Res.* 23: 361-372.
- Carter, M.R. 1994. A review of conservation tillage strategies for humid temperate regions. *Soil & Till Res.* 31: 289-301.
- Carter, M.R. & P.M. Mele. 1992. Changes in microbial biomass and structural stability at the surface of a duplex soil under direct drilling and stubble retention in North-Eastern Victoria. *Aust. J. Soil Res.* 30: 493-503.
- Chan, K.Y. & D.P. Heenan. 1996. The influence of crop rotation on soil structure and soil physical properties under conventional tillage. *Soil & Till Res.* 37: 113-125.
- Chan, K.Y., D.P. Heenan & R. Ashley. 1994. Seasonal changes in surface aggregate stability under different tillage and crops. *Soil & Till Res.* 28: 301-314.
- Collaku, A. & Harrison, S.A. 2002. Losses in wheat due to waterlogging. *Crop Sci.* 42(2): 444–450.
- Cox, J.W. 1988. Seepage interceptor drainage of duplex soils in south Western Australia. PhD Thesis, Geology Department, The University of Western Australia. 350 pp.
- Crescimanno, G., M. Iovino & G. Provenzano. 1995. Influence of salinity and sodicity on soil structural and hydraulic characteristics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 1701-1708.
- Curtin, D., H. Steppuhn, A.R. Mermut & F. Selles. 1995. Sodicity in irrigated soils in Saskatchewan: Chemistry and structural stability. *Can J. Soil Sci.* 75: 177-185.
- Czurda, K.A., S. Ludwig & R. Schababerle. 1995. Fabric changes in plastic clays by freezing and thawing. pp. 71-91. In Hartge, K.H. & B.A. Stewart (eds.). *Soil structure. Its development and function. Advances in Soil Science.* Lewis Publishers, CRC Press, Inc., Boca Raton, FL.
- Dahl, M., B. Nilsson, J.H. Langhoff & J.C. Refsgaard. 2007. Review of classification systems and new multi-scale typology of groundwater–surface water interaction. *J. Hydrol.* 344: 1-16.
- Daniel, J. 2016. Effects of grass buffer strips on water movement and phosphorus leaching. Examensarbete nr.X. Inst. För Mark och miljö, SLU.
- de San, P., Celedonio, R., Abeledo, L.G. & Miralles, D. 2014. Identifying the critical period for waterlogging on yield and its components in wheat and barley. *Plant Soil* 378: 265–277. doi:10.1007/s11104-014-2028-6
- Dexter, A.R., R. Horn & W.D. Kemper. 1988. Two mechanisms for age-hardening of soil. *J. Soil Sci.* 39: 163-175.
- Dickin, E., Bennett, S. & Wright, D. 2009. Growth and yield responses of UK wheat cultivars to winter waterlogging. *Journal of Agricultural Science* 147: 127-140.
- Djodjic, F., Börling, K. & Bergström L. 2004. Phosphorus leaching in relation to soil type and soil phosphorus content. *Journal of Environmental Quality* 33: 678-684.

- Djodjic, F. & Villa, A. 2015. Distributed, high-resolution modelling of critical source areas for erosion and phosphorus losses. *AMBIO*. doi: 10.1007/s13280-014-0618-4
- Drew, M.C. 1991. Oxygen deficiency in the root environment and plant mineral nutrition. In *Plant Life Under Oxygen Deprivation*. Eds. M.B. Jackson, D.D. Davies and H. Lambers. pp 303-316.
- Edwards, L.M. 1991. The effect of alternate freezing and thawing on aggregate stability and aggregate size distribution of some Prince Edward island soils. *J. Soil Sci.* 42: 193-204.
- Elliott, E.T. 1986. Aggregate structure and carbon, nitrogen and phosphorous in native and cultivated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50: 627-633.
- Elmqvist, T. 2014. Dränering av jordbruksmark 2013, slutlig statistik. Sveriges officiella statistik. Statistiska meddelande JO 10 SM 1402. Jordbruksverket. 37 s.
- Eriksson, J. 1974. Hur fungerar jorden? Stenciltryck. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för markvetenskap, Avdelning för lantbrukets hydroteknik.
- Eriksson, J. 1979. Soil functions and drainage. *Proceedings of the International Drainage workshop*, 16-20 May, 1978, Wageningen, The Netherlands. ILRI publication 25: 180-211.
- Eriksson, J., Nilsson, I. & Simonsson, M. 2005. Wiklanders marklära. Studentlitteratur, Lund.
- EU, 2016. [<http://impact2c.hzg.de/>]. Tillgänglig: 2016-02-018.
- Evans, R.O., Gilliam, J.W. & Skaggs, R.W. 1989. Effects of agricultural water table management on drainage water quality. Technical Report 237. Water Resources Research Institute, University of North Carolina, Raleigh, NC, USA.
- Gardner, W.K. & Flood, R.G. 1993. Less waterlogging damage with long season wheats. *Cereal Res. Comm.* 21: 337-343.
- Geranmayeh, P. & Aronsson, H. 2015. Fosforförluster från jordbruksmark- bakomliggande orsaker och effektiva motåtgärder. Rapport Stiftelsen Lantbruksforskning, Stockholm.
- Gibberd, M.R. & Cocks, P.S. 1997. Effect of waterlogging and soil pH on the micro-distribution of naturalized annual legumes. *Australian Journal of Agricultural Research* 48: 223-229.
- Gibberd, M.R., Gray, J.D., Cocks, P.S. & Colmer, T.D. 2001. Waterlogging tolerance among a diverse range of *Trifolium* accessions is related to root porosity, lateral root formation, and aerotrophic rooting. *Annals of Botany* 88: 579-589.
- Gibbs, R.J. & J.B. Reid. 1988. A conceptual model of changes in soil structure under different cropping systems. pp. 123-149. In Stewart, B.A. (ed.). *Advances in soil science*. Vol. 8. Springer-Verlag New York, Inc.
- Gilliam, J.W. & Skaggs, R.W. 1986. Controlled agricultural drainage to maintain water quality. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 112: 254-263.
- Gillingham, A.G. & B.S. Thorrold. 2000. A review of New Zealand research measuring phosphorus in runoff from pasture. *J. Environ. Qual.* 29: 88-96.

- Gijsman, A.J. & R.J. Thomas. 1995. Aggregate size distribution and stability of an oxisol under legume-based and pure grass pastures in the Eastern Colombian savannas. *Aust. J. Soil Res.* 33: 153-165.
- Graham, R.C., J.O. Ervin & H.B. Wood. 1995. Aggregate stability under oak and pine after four decades of soil development. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 1740-1744.
- Gregory, J.D., Skaggs, R.W. Broadhead, R.G. Culbreath, R.H., Bailey, J.R. & Foutz, T.L. 1984. Hydrologic and water quality impacts of peat mining in North Carolina. Research Institute Report 214, University of North Carolina, Raleigh, NC, USA.
- Greenway H. & Gibbs, J. 2003. Mechanisms of anoxia tolerance in plants. II. Energy requirements for maintenance and energy distribution to essential processes. *Functional Plant Biology* 30: 999–1036.
- Gupta, V.V.S.R. & J.J. Germida. 1988. Distribution of microbial biomass and its activity in different soil aggregate size classes as affected by cultivation. *Soil Biol. Biochem.* 20: 777-786.
- Gustafsson, J.P., L.B. Mwamila & K. Kergoat. 2012. The pH dependence of phosphate sorption and desorption in Swedish agricultural soils. *Geoderma* 189: 304-311.
- Heinonen, R. 1975. Jordarterna och deras brukningsegenskaper. *Lantbrukshögskolan. Meddelande B* 23.
- Heinonen, R. 1977. Lantbrukshögskolans försöksledarmöte 1977, Uppsala. Del 1 sid 2:2 Konsulentavdelningen stencilserie Allmänt 7.
- Hincksman, M. 2015. Managing crop recovery after flooding – Potatoes. Agriculture Notes, Department of environment primary industries, Melbourne, Victoria. ISSN 1329-8062.
- Hodgson, D.R., Whitely, G.M. & Bradnam, A.E. 1989. Effects of waterlogging in the spring on soil conditions and the growth and yield of spring barley in three cultivation systems. *J. Agric. Sci.* 112: 265–276.
- Hoffmann, C.C., C. Kjaergaard, J. Uusi-Kämppe, H.C.B. Hansen & B. Kronvang. 2009. Phosphorus Retention in Riparian Buffers: Review of Their Efficiency. *J Environ Qual* 38: 1942-1955.
- Huang, B., Johnson, J.W., Nesmith, S. & Bridges, D.C. 1994. Growth, physiological and anatomical responses of two wheat genotypes to waterlogging and nutrient supply. *J. Exp. Bot.* 45: 193–202.
- Huang, B., Johnson, J.W., Nesmith, D.S. & Bridges, D.C. 1995. Nutrient accumulation and distribution of wheat genotypes in response to waterlogging and nutrient supply. *Plant Soil* 173: 47–54.
- Håkansson, A. 1961. Dräneringsförsök med olika dikesavstånd. *Grundförbättring* 14: 4-98.
- IPCC, 1997. Guidelines for national greenhouse gas inventories. I: Houghton, J.T., Meira, F.L.G., Lim, K., Trennon, I., Mamaty, I., Bonduki, Y., Griggs, D.J., Callander, B.A. Intergovernmental Panel on Climate Change OECD, France.

- IPCC, 2007. Summary for policymakers. I: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor & H.L. Miller (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA,
- Irwin, R.W. & Whiteley, H.R. 1983. Effects of land drainage on stream flow. *Canadian Water Resource Journal* 8(2): 88-103.
- Jackson, M. B. 1983. Plant and crop responses to waterlogging. *Aspects of Applied Biology* 4: 99-116.
- Jackson, M.B. 2004. The impact of flooding stress on plants and crops. [http://www.plantstress.com/Articles/waterlogging_i/waterlog_i.htm]. Tillgänglig: 2016-01-15.
- Jastrow, J.D. & R.M. Miller. 1991. Methods for assessing the effects of biota on soil structure. *Agric., Ecosystems & Environm.* 34: 279-303.
- Jensen, N.K. 1971. Dydbearbejdningsforsøg. Hedesel. Forskningsvirks. Ber. 12. 152 s.
- Johansson, W. 1992. Markstruktur – fysikaliska egenskaper och betingelser. *Ekologisk trädgårdsodling från teori till praktik*, Jordbruksverket.
- Jordbruksverket, 2015. Jordbruket och väderrelaterade störningar. Konsekvenser av översvämningar för växtodling och djurhållning. OVR373.
- Jordbruksverket, 2016. Översvämning! Samhällets krisberedskap och förebyggande arbete när det gäller översvämningar som drabbar jordbrukssektorn. Rapport 2016:01.
- Jordbruksstatistisk årsbok. 2004. Jordbrukets miljöpåverkan. SCB, kapitel 12: 183-206
- Kandeler, E. & E. Murer. 1993. Aggregate stability and soil microbial processes in a soil with different cultivation. *Geoderma* 56: 503-513.
- Kaplan, D.I., M.E. Sumner, P.M. Bertsch & D.C. Adriano. 1996. Chemical conditions conducive to the release of mobile colloids from ultisol profiles. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60: 269-274.
- Kasimir-Klmedtsson, Å. 2001. Metodik för skattning av jordbrukets emissioner av lustgas (Methodology for estimating the emissions of nitrous oxide from agriculture). Swedish Environmental Protection Agency. Rapport 5170, Stockholm
- Kay, B.D., C.D. Grant & P.H. Groenevelt. 1985. Significance of ground freezing on soil bulk density under zero tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49: 973-978.
- Konyha, K.D., Skaggs, R.W. & Gilliam, J.W. 1988. Hydrologic impacts of agricultural water management. In: *The Ecology and Management of Wetlands*. Vol. 2. D.D. Hook (Ed.). Croom Helm Publisher, London. 148-159.
- Kronvang, B., I.K. Andersen, C.C. Hoffmann, M.L. Pedersen, N.B. Ovesen & H.E. Andersen. 2007. Water exchange and deposition of sediment and phosphorus during inundation of natural and restored lowland floodplains. *Water Air Soil Pollut.* 181: 115-121.
- Lehrsch, G.A., R.E. Sojka, D.L. Carter & P.M. Jolley. 1991. Freezing effects on aggregate stability affected by texture, mineralogy, and organic matter. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55: 1401-1406.

- Levy, G.J. & J.R. Torrento. 1995. Clay dispersion and macroaggregate stability as affected by exchangeable potassium and sodium. *Soil Sci.* 160: 352-358.
- Linkemer, G., Board, J.E. & Musgrave. M.E. 1998. Waterlogging effects on growth and yield components in late-planted soybean. *Crop Science.* 38: 1576-1584.
- Loretil, E., Yamaguchi, J., Alpi, A. & Perata, P. Sugar Modulation of α -Amylase Genes under Anoxia. 2003. *Ann Bot* 91(2): 143-148. doi: 10.1093/aob/mcf117
- Luxmore, R. J., R. A. Fischer & L. H. Stolzy. 1973. Flooding and soil temperature effects on wheat during grain filling. *Agron. J.* 65: 361-364.
- Lynch, J.M. & E. Bragg. 1985. Microorganisms and soil aggregate stability. *Advances in Soil Sci.* 2: 133-171.
- Lynch, J.M., F.B. Ellis, S.H.T. & Harper, C.D.G. 1981. The effect of straw on the establishment and growth of winter cereals. *Agriculture and the Environment* 5: 321-328.
- Löfkvist, J., 2005. Modifying soil structure using plant roots. Doctoral thesis no 205:60, faculty of natural resources and agricultural sciences, SLU.
- Mahboubi, A.A., R. Lal & N.R. Faussey. 1993. Twenty-eight years of tillage effects on two soils in Ohio. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57: 506-512.
- McFarlane, D.J., Barrett-Lennard, E.G. & Setter, T.L. 1989. Waterlogging: A hidden constraint to crop and pasture production in Western Australia. In *Proceedings of the Fifth Australian Agronomy Conference*. Perth, Western Australia. pp 74–83.
- Malik, Al. I., Colmer, T.D., Lambers, H. & Schortemeyer, M. 2001. Changes in physiological and morphological traits of roots and shoots of wheat in response to different depths of waterlogging. *Aust. J. Pl. Physiol.* 28: 1121–1131.
- Messing, I., Wesström, I., Joel, A. & Strock, J. 2015. Influence of higher rain intensities on phosphorus movements in the upper half meter of macroporous clay soil. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Soil and Plant Science*, 65(1): 93-99.
- Monroe, C.D. & E.J. Klavivko. 1987. Aggregate stability of a silt loam soil as affected by roots of corn, soybeans and wheat. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 18: 1077-1087.
- Moore, P.A., Jr. & K.R. Reddy. 1994. Role of Eh and pH on phosphorus geochemistry in sediments of Lake Okeechobee, Florida. *J. Environ. Qual.* 23: 955-964.
- MSB. 2014. Vad är en översvämning? [<https://www.msb.se/sv/Forebyggande/Naturolyckor/Oversvamning/Vad-ar-en-oversvamning/>]. Tillgänglig: 2016-01-15.
- Mulla, D.J., L.M. Huyck & J.P. Reganold. 1992. Temporal variations in aggregate stability on conventional and alternative farms. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 1620-1624.
- Musgrave, M.E. & Ding, N. 1998. Evaluating wheat cultivars for waterlogging tolerance. *Crop Sci.* 38: 90–97.
- Oades, J.M. 1984. Soil organic matter and structural stability: Mechanisms and implications for management. *Plant Soil* 76: 319-337.

- Oades, J.M. 1993. The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma* 56: 377-400.
- Olsen, M. 1958. Orienterade försøg vedrørende jordens dybdebehandling. Hedesel. Forskningsvirks. Ber. 3. 41 s.
- Oster, J.D., I. Shainberg & J.D. Wood. 1980. Flocculation value and gel structure of sodium/calcium montmorillonite and illite suspensions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44: 955-959.
- Parvage, M.M., H. Kirchmann, P. Kynkäänniemi & B. Ulén. 2011. Impact of horse grazing and feeding on phosphorus concentrations in soil and drainage water. *Soil Use Manage.* 27: 367-375.
- Parvage, M.M., B. Ulén & H. Kirchmann. 2013. A survey of soil phosphorus (P) and nitrogen (N) in Swedish horse paddocks. *Agriculture Ecosystems & Environment* 178: 1-9.
- Parvage, M.M., B. Ulén & H. Kirchmann. 2015. Are horse paddocks threatening water quality through excess loading of nutrients? *Journal of Environmental Management* 147: 306-313. doi:10.1016/j.jenvman.2014.09.019.
- Patrick, J.R., W.H. & Reddy, C.N. 1978. Chemical changes in rice soils. I: Soils and Rice. The International Rice Research Institute. Los Banos, Laguna, Philippines. 361-379.
- Patwardhan, A.S., Nieber, L.J. & Moore, I.D. 1988. Oxygen, carbon dioxide and water transfer in soils: Mechanisms and crop responses. *Transactions of ASAE*, 31: 1383-1395.
- Perfect, E., W.K.P. Van Loon, B.D. Kay & P.H. Groenevelt. 1990b. Influence of ice segregation and solutes on soil structural stability. *Can. J. Soil Sci.* 70: 571-581.
- Poier, K.R. & J. Richter. 1995. Earthworm burrows as a structural element on intensively used arable loess soils. pp. 175-195. In Hartge, K.H. & B.A. Stewart (eds.). *Soil structure. Its development and function*. Advances in Soil Sci. Lewis Publishers, CRC Press, Inc., Boca Raton, FL.
- Pojasok, T. & B.D. Kay. 1990. Effect of root exudates from corn and brome grass on soil structural stability. *Can. J. Soil Sci.* 70: 351-362.
- Ponnamperuma, F.N. 1984. Effects of flooding on soils. In *Flooding and Plant Growth*. Ed. T.T. Kozlowski. pp 9-45. Academic Press, Orlando.
- Quirk, J.P. & R.K. Schofield. 1955. The effect of electrolyte concentration on soil permeability. *J. Soil Sci.* 6: 165-178.
- Ravelo, C.J. 1978. A rational approach for incorporating crop needs into drainage system design. Ph. D. diss. Texas A & M University, College Station.
- Reddy, K.R., O'Connor, G.A. & Gale, P.M. 1998. Phosphorus sorption capacities of wetland soils and stream sediments impacted by dairy effluent. *Journal of Environmental Quality* 27: 438-447.
- Rengasamy, P., R.S.B. Greene, G.W. Ford & A.H. Mehanni. 1984. Identification of dispersive behavior and the management of red-brown earths. *Aust. J. Soil Res.* 22: 413-431.

- Rhue, R.D. & Harris, W.G. 1999. Phosphorus sorption/desorption reactions in soils and sediments. s. 187–206. In: K.R. Reddy et al. (red.) Phosphorus biogeochemistry of subtropical ecosystems. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Ritzema, H.P. & Braun, H.M.H. 1994. Environmental aspects of drainage. In: Drainage Principles and Application. H.P. Ritzema (Ed.). ILRI Publication 16: 1041-1065.
- Roberson, E.B., S. Sarig & M.K Firestone. 1991. Cover crop management of polysaccharide-mediated aggregation in an orchard soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 55: 734-739.
- Robinson, M. 1989. Small catchment studies of man's impact on floods and drainage: Agricultural drainage and plantation forestry. International Association of Hydrology Sciences 187: 299-308.
- Robinson, M. 1990. Impact of improved land drainage on river flows. Report 113, Institute of Hydrology, Wallingford, England.
- Robinson, M. & Rycroft, D.W. 1999. The impact of drainage on streamflow. In: Agricultural Drainage. R.W. Skaggs and J. van Schilfgaarde (Eds.). Agronomy 38. ASA, CSSA & SSSA, Madison, WI. 767-800.
- Russell, R.S. 1977. Plant Root Systems. McGraw-Hill, London. 197-203.
- Russell, W.E. 1998. Flooded and poorly drained soils. I: Soil Conditions and Plant Growth. 11th edition. W.E. Russell (Red.). Longman Inc., New York, USA.
- Sallade, Y.E. & J.T. Sims. 1997. Phosphorus transformations in the sediments of Delaware's agricultural drainageways: II. Effect of reducing conditions on phosphorus release. J. Environ. Qual. 26: 1579-1588.
- Scalenghe, R., A.C. Edwards, F.A. Marsan & E. Barberis. 2002. The effect of reducing conditions on the solubility of phosphorus in a diverse range of European agricultural soils. European Journal of Soil Science 53: 439-447.
- Setter, T.L., Burgess, P., Water, I. & Kuo, J. 1999. Genetic diversity of barley and wheat for waterlogging tolerance in Western Australia. In: Proceeding 9th Australian Barley Technical Symposium, Melbourne, Australia, 1999. Hindawi Publishing Corporation, Egypt
- Setter, T.L. & Waters, I. 2003. Review of prospects for germplasm improvement for waterlogging tolerance in wheat, barley and oats. Plant Soil 253: 1-34.
- Shainberg, I. & J. Letey. 1984. Response of soils to sodic and saline conditions. Hilgardia 52(2):1-57.
- Shenker, M., S. Seitelbach, S. Brand, A. Haim & M.I. Litaor. 2005. Redox reactions and phosphorus release in re-flooded soils of an altered wetland. European Journal of Soil Science 56: 515-525.
- Siangliw, M., Toojinda, T., Tragoonrung, S. & Vanavichit, A. 2003. Thai Jasmine rice carrying QTLch9 (SubQTL) is submergence tolerant. Annals of Botany 91: 255–261.
- Sieben, W.H. 1964. Relationship between drainage conditions and crop growth for young light clay soils in the Nordost ploder. Van Zee tot Land 40. [Cited by Cox, 1988.]

- Simard, R.R., S. Beauchemin and P.M. Haygarth. 2000. Potential for preferential pathways of phosphorus transport. *J. Environ. Qual.* 29: 97-105.
- Six, J., Paustian, K., Elliott, E.T. & Combrink, C. 2000. Soil Structure and organic matter: I Distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon. *Soil Science Society of America Journal*, 64: 681-689.
- Skaggs, R.W. 1980. A water management model for artificially drained soils. Technical Bulletin 267. North Carolina Agricultural Experimental Station, Raleigh, North Carolina Agricultural Research Service. 54 s.
- Skaggs, R.W. 1987. Design and management of drainage systems, Keynote address. In: *Proceedings of the 5th National Drainage Symposium*. American Society of Agricultural Engineers 7-87, 1.
- Skaggs, R.W., Brevé, M.A. & Gilliam, J.W. 1994. Hydrologic and water quality management impacts of agricultural drainage. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 24(1): 1-32.
- Sladdin, M. & Lynch, M. 1983. Antimicrobial properties of calcium peroxide in relation to its potential use as a seed dressing. *Journal of General Microbiology* 129: 2307-2314.
- Smettem, K.R.J., A.D. Rovira, S.A. Wace, B.R. Wilson & A. Simon. 1992. Effect of tillage and crop rotation on the surface stability and chemical properties of a red-brown earth (Alfisol) under wheat. *Soil & Till. Res.* 22:27-40.
- Soane, B.D., J.W. Dickson & D.J. Campbell. 1982. Compaction by agricultural vehicles: a review. 3. Incidence and control of compaction in crop production. *Soil & Till. Res.* 2: 3-36.
- Sparling, G.P., T.G. Shepherd & H.A. Kettles. 1992. Changes in soil organic C, microbial C and aggregate stability under continuous maize and cereal cropping, and after restoration to pasture in soils from the Manawatu region, New Zealand. *Soil & Till. Res.* 24: 225-241.
- Staricka, J.A. & G.R. Benoit. 1995. Freezing-drying effects on wet and dry soil aggregate stability. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 218-223.
- Stevenson, F.J. 1986. The phosphorus cycle. In: *Cycles of Soil Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients*. John Wiley & Sons. Inc. 231-284.
- Suarez, D.L., J.D Rhoades, R. Lavado & C.M. Grieve. 1984. Effect of pH on saturated hydraulic conductivity and soil dispersion. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48: 50-55.
- Szilas, C.P., O.K. Borggaard, H.C.B. Hansen & J. Rauer. 1998. Potential iron and phosphate mobilization during flooding of soil material. *Water Air Soil Pollut.* 106: 97-109.
- Svanbäck A, Ulén B. & Etana A. 2014. Mitigation of phosphorus leaching losses via subsurface drains from a cracking marine clay soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 184: 124-134.
- Tisdall, J.M. 1996. Formation of soil aggregates and accumulation of soil organic matter. pp. 57-96. In Carter, M.R. & B.A. Stewart (eds.). *Structure and organic matter storage in agricultural soils*. Advances in Soil Science. Lewis Publishers, CRC Press, Inc., Boca Raton, FL.

- Tisdall, J.M. & J.M. Oades. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 33: 141-163.
- Tisdall, J.M., B. Cockroft & N.C. Uren. 1978. The stability of soil aggregates as affected by organic materials, microbial activity and physical disruption. *Aust. J. Soil Res.* 16: 9-17.
- Tiedje, J.M., Sexton, A.J., Parkini, T.B., Revsbech, N.P. & Shelton, D.R. 1984. Anaerobic processes in soil. *Plant and Soil* 76: 197-212.
- Toojinda, T., Siangliw, M., Tragoonrung, S. & Vanavichit, A. 2003. Molecular genetics of submergence tolerance in rice: QTL analysis of key traits. *Annals of Botany* 91: 243–253.
- Torrent, J. 1997. Interactions between phosphate and iron oxide. s.321–344. I: K. Auerswald et al. (red.) *Soils and environment: Soil processes from mineral to landscape scale. Advances in geoecology* 30. Catena Verlag, Reiskirchen, Germany.
- Trought, M.C.T & Drew, M.C. 1980a. The development of waterlogging damage in wheat seedlings (*Triticum aestivum* L.). I. Shoot and root growth in relation to changes in concentration of dissolved gases and solutes in the soil solutions. *Plant Soil* 54: 77–94.
- Trought, M.C.T. & Drew, M.C. 1980b. The development of waterlogging damage in wheat seedlings (*Triticum aestivum* L.). II. Accumulation and redistribution of nutrients by the shoot. *Plant Soil* 56: 187–199.
- Trought, M.C.T. & M.C. Drew. 1981. Alleviation of injury to young wheat plants in anaerobic solution cultures in relation to the supply of nitrate and other inorganic nutrients. *Journal of Experimental Botany* 32: 509-522.
- Turtola, E. & A. Jaakkola. 1995. Loss of phosphorus by surface waters runoff and leaching from a heavy clay soil under barley and grass ley in Finland. *Acta Agric. Scand. Sect. B-Soil Plant Sci.* 45: 159-165.
- Turtola, E. & A. Paajanen. 1995. Influence of improved subsurface drainage on phosphorus losses and nitrogen leaching from a heavy clay soil. *Agric. Water Manage.* 28: 295-310.
- Ulén, B. & A. Etana. 2014. Phosphorus leaching from clay soils can be counteracted by structure liming. *Acta Agric. Scand. Sect. B-Soil Plant Sci.* 64: 425-433.
- Ulén, B.M. & Kalisky, T. 2005. Water erosion and phosphorus problems in an agricultural catchment – Need for natural research for implementation of the EU Water Framework Directive. *Environmental Science & Policy* 8: 477-488.
- Unger, P.W. 1992. Infiltration of simulated rainfall: Tillage system and crop residue effects. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 283-289.
- Weill, A.N., C.R. De Kimpe & E. McKyes. 1988. Effect of tillage reduction and fertilizer on soil macro- and microaggregation. *Can. J. Soil Sci.* 68: 489-500.
- Wesström, I. & Joel, A. 2007 N figuren
- White, R.E. 1979. *Introduction to the Principles and Practice of Soil Science*. Blackwell Scientific Publications.
- Williamson, R.E. & Kriz, G.J. 1970. Response of agricultural crops to flooding, depth of watertable and soil gaseous composition. *Trans. Am. Soc. Agric. Eng.* 13: 216–220.

Wollenhaupt, N.C., A.H. Bosworth, J.D. Doll & D.J. Undersander. 1995. Erosion from alfalfa established with oat under conservation tillage. Soil Sci. Soc. Am. J. 59: 538-543.

Zollinger, R. 2015. Weed mangement after a flood – Flood information. [<https://www.ag.ndsu.edu/flood/farm-ranch/weed-management-after-a-flood>]. Tillgänglig: 2015-11-04.

Förteckning över utgivna nummer i rapportserien (ISSN 1653-6797 online). 2006 -

List of publications in the Report series (ISSN 1653-6797 online). 2006 -

- 1 Anna Krafft. 2006. The effect of urban runoff on the water quality of the Sweetbriar Brook, Ampthill, UK. (Dagvattnets effekt på vattenkvaliteten i Sweetbriar Brook, Ampthill, Storbritannien). 66 p.
- 2 Karin Pettersson. 2006. Root development of *Lolium Perenne* in diesel contaminated soil. (Rotutveckling hos *Lolium Perenne* i dieselkontaminerad jord). 54 p.
- 3 Emma Lennmo. 2006. Växters upptag av spårämnen från rödfyr – ett odlingsförsök vid tre rödfyrshögar i Västra Götalands län. 65 s.
- 4 Jenny Johansson. 2006. Marktäckande, lågväxt vegetation på ställverksmark – en biologisk bekämpningsmetod mot ogräs. 81 s.
- 5 Stig Ledin. 2006. Metoder för växtetablering på sandmagasinet vid Aitik – miljöeffekter av rötslam som jordförbättringsmedel. 158 s.
- 6 Ingrid Wesström & Abraham Joel. 2007. Lustgasavgång från åkermark vid reglering av grundvattennivån – en litteraturstudie. Slutredovisning av SJV projekt 25-6828/04. 43 s.
- 7 Örjan Berglund & Kerstin Berglund. 2008. Odlad organogen jord i Sverige – areal och grödfördelning uppskattad med hjälp av digitaliserade kartor. 46 s.
- 8 Kerstin Berglund & Anna Gustafson Bjuréus. 2008. Markstrukturtest i fält: beskrivning och instruktioner. 44 s.
- 9 Waldemar Johansson & Eva-Lou Gustafsson. 2008. Effekter av ny matjord och marktäckning på vattenomsättning och tillväxt hos korn på fen lerjordar. (Effects of surface amendments on barley water dynamics and growth on five Swedish clay soils). 177 s.
- 10 Stina Adielsson, Pär Wennman & Stig Ledin. 2008. Plant beds for constructed meadows in urban areas. 25 s.
- 11 Stina Adielsson, Stig Ledin & Pär Wennman. 2008. Development of sown plant species in constructed sloping meadow with varying moisture conditions. 25 s.
- 12 Örjan Berglund & Kerstin Berglund. 2009. Organogen jordbruksmark i Sverige 1999-2008. 26 s.
- 13 Waldemar Johansson. 2009. Biogasprojektet Växtkraft från idé till verklighet. 77 s.
- 14 Örjan Berglund & Kerstin Berglund. 2009. Inomfältsvariation i markegenskaper och koldioxidavgång. Pilotprojekt på odlad torvjord. 15 s.
- 15 Anna Bjuréus & Kerstin Berglund. 2010. Odlingssystemets effekt på markstrukturen. 24 s.

Sveriges lantbruksuniversitet (Swedish University of Agricultural Sciences)
Institutionen för mark och miljö (Department of Soil and Environment)
Hydroteknik (Hydrotechnics)
P.O.Box 7014
S-750 07 Uppsala, Sweden

Tel. 018-67 10 00
www.slu.se/institutioner/mark-miljo/