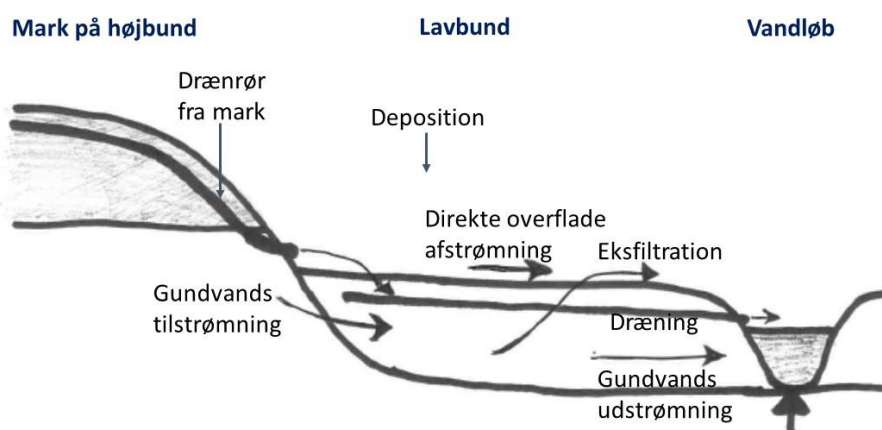


Afbrudte dræn og overrisling af lavbund

Charlotte Kjærgaard, Chefforsker SEGES

Funktion og anvendelse

Virkemidlet "afbrydning af dræn" etableres i forbindelse med dræned højbundsarealer, der via lavbund, afvander til overfladevand. Virkemidlet virker ved at reducere drænvandets indhold af kvælstof (N) inden drænvandet udledes til recipienten. Virkemidlets funktion består i at afbryde markdrænet og lade drænvandet gennemstrømme den våde lavbundsjord (Figur 1). Kvælstoffjernelsen foregår, som i naturlige vådområder, ved biologisk denitrifikation, hvor nitrat-N omdannes til frit atmosfærisk kvælstof.



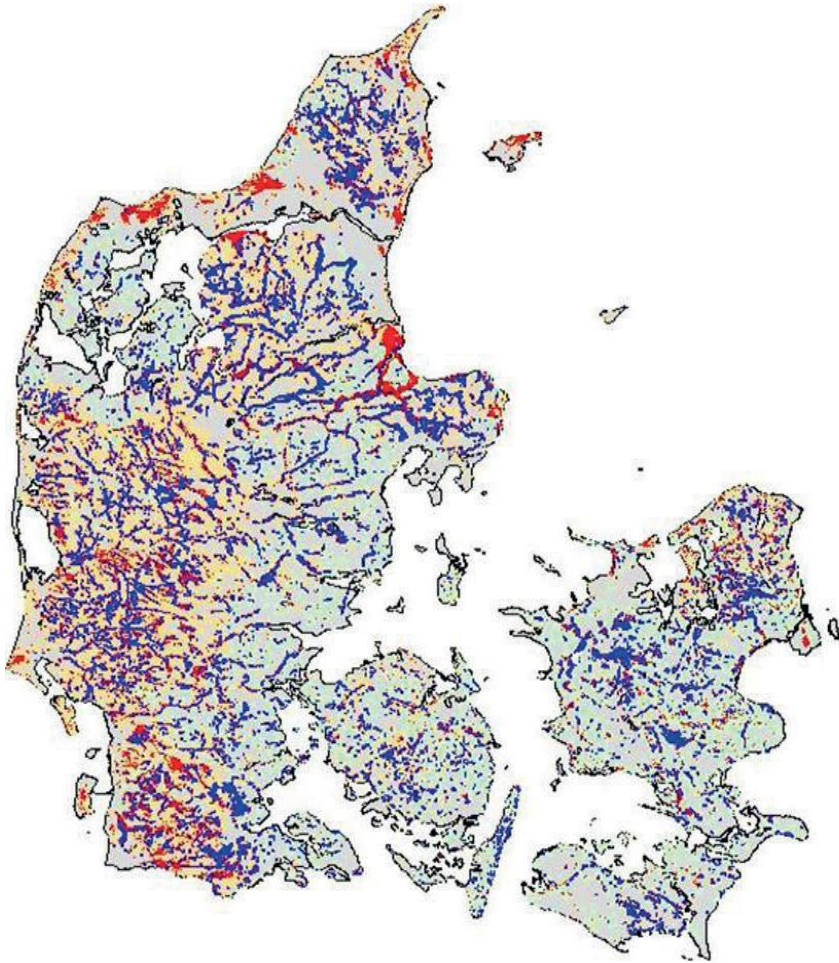
Figur 1. Principskitse af virkemidlet "afbrydning af dræn" hvor markdrænet afbrydes i skræntfoden, og gennemstrømmer lavbundsarealet via forskellige strømningsveje inden det udledes til recipienten. Det våde lavbundsareal fungerer, som i vådområdeprojekter, som en bioreaktor der omdanner nitrat-N til frit kvælstof.

Virkemidlet er målrettet dræntransport af N og kan principielt etableres på alle dræned landbrugsarealer der, via et lavbundsareal, afvander til overfladevand. Da virkemidlet er målrettet reduktion i udledningen af N i drænvand, forudsætter en kvantitativ betydende virkemiddelseffekt, at der fra arealet er en kvantitativ betydende dræntransport af N. Yderligere forudsættes at der kan opnås en reduktion af N-udledningen til kystvand. Disse forhold afspejles i de beskrevne forudsætninger for virkemidlet.

Relevans og målretning

Potentialet for etablering af virkemidlet er kortlagt i forbindelse med "Potentialekortet for minivådområder (Kjærgaard et al., 2017)". Omfanget af dyrkede dræned højbundslande (defineret ved $\geq 12\%$ ler i underjorden) der, via lavbund, afvander til overfladevand er opgjort til 284.641 ha og hertil kommer ca. 45.000 ha dræned sandjorde ($<12\%$ ler). Lavbundsarealer der afgrænses af hhv. dræned lerjorde eller sandjorde fremgår af figur 2.

Virkemidlet kan indenfor disse arealer anvendes, hvor markdræn er forbundet direkte til overfladevand, hvor der vil kunne opnås en kvælstofeffekt ved at afbryde drænet i skræntfoden mellem højbund og lavbund, og lade drænvandet gennemstrømme lavbundsarealet.



Figur 2. Ripariske lavbundsarealer opdelt på minerogene (rød) eller organogene (blå) geologier (Kjærgaard & Hørfarter, 2017). Lavbundsarealerne afgrænses af hhv. drænede lerjorde (lys grøn) eller sandjorde (gul) (Kjærgaard et al., 2017).

N-effekt i rodzonen ***

Virkemidlets kvælstofeffekt opgjort i forhold til kystudledningen er bestemt af:

- I. Den lokale tilførsel af N via drænvand fra det bidragende drænopland. Denne beregnes allerede i regi af potentialekortet for minivådområder for arealer med $\geq 12\%$ ler (Kjærgaard & Børgesen, 2017) hhv. $< 12\%$ ler (Børgesen & Kjærgaard, 2017). Samme beregningsgrundlag kan benyttes for virkemidlet afbrydning af dræn.
- II. Kvælstofreduktionseffektiviteten i lavbundsarealet. Kvælstofreduktionseffektiviteten i lavbundsarealet fastsættes empirisk baseret på erfaringer fra danske undersøgelser. Uddybende beskrivelse af videns grundlaget er beskrevet nedenfor. Der er mulighed for at anvende forskellige metodiske strategier.
- III. Kvælstofretentionen i overfladevand. Kvælstofretention i overfladevand er kortlagt på ID15 skala (Højberg et al., 2015), og anvendes i potentialekortet for minivådområder mhp. at fastlægge virkemidlets kysteffekt (Kjærgaard & Børgesen, 2017). Samme beregningsgrundlag kan benyttes for virkemidlet afbrydning af dræn.

Vidensgrundlag for kvælstofreduktionseffektiviteten ved afbrydning af dræn (II)

Kvælstofreduktionseffektiviteten i lavbundsarealer der modtager drænvand er bestemt af hvordan drænvandet transporteres igennem lavbundsarealet (Figur 1) (Mayer et al., 2007; Hoffmann & Baatrup-Pedersen, 2007; Hoffmann et al., 2012; Petersen et al., 2020a,b). Kvælstof i drænvand fra dyrkede højbundsarealer tilføres primært i form af nitrat-N. Det er veldokumenteret, at der opnås høj nitrat-N reduktionseffektivitet ved infiltration og diffus grundvandsstrømning og/eller exfiltration af drænvand i lavbundsgrunden, mens denne kan reduceres ved direkte overfladestrømning (Hoffmann & Baatrup-Pedersen, 2007; Mayer et al., 2007; Petersen et al., 2020a,b). Forholdet mellem på den ene side infiltration med deraf betinget diffus grundvandsstrømning og/eller exfiltration og på den anden side direkte overfladisk afstrømning vil således være styrende for den lokale N-reduktionseffektivitet. I forhold til N-effekten af afbrudte dræn skelnes mellem tre strømningstyper: (i) infiltration og diffus grundvandsstrømning til vandløb, (ii) drænastrømning i lavbundsarealet, og (iii) overfladeafstrømning i form af enten (iii-a) exfiltration af grundvand og overfladestrømning og (iii-b) direkte overfladestrømning.

Kvantificering af vandstrømning i lavbundsområder

Med udgangspunkt i Grundvand-Overfladevands Interaktion (GOI) konceptet (MST, 2014) er der i TReNDS projektet udviklet en operationel vandbalancemodel til estimering af vandets strømningsveje i lavbundsarealer (Petersen et al., 2020a; Engesgaard et al., 2019; Højberg et al., 2019). Modellen opsplitter tilstrømningen af vand til lavbundsarealet på de forskellige udstømningsveje hhv. (i) diffus grundvandsstrømning, (ii) drænastrømning og (iii) overfladeafstrømning. Modellen er anvendt til kvantificering af strømningsveje på fire hydrologisk forskellige feltlokaliteter med afbrudte dræn i et østjysk dræn-domineret morænelandskab i oplandet til Norsminde Fjord (Fensholt, Odder), hvor lavbundsarealet i ådalen i de terrænnærelag er domineret af relativt lav-permeable tørvelag (Petersen et al., 2020a). Modellen er endvidere anvendt til følsomhedsanalyser af hvordan strømningsvejene påvirkes af de styrende parametre for de fire morænelokaliteter i Fensholt, samt for et undersøgt sandet vestjysk opland (Holtum ådal), hvor lavbundsarealet består af høj-permeabelt sand (Engesgaard et al., 2019).

Endelig er vandbalancemodellen koblet med oplandsmodellen MIKE SHE og anvendt til kvantificering af strømningsveje i to lavbundsarealer i Norsminde Fjord oplandet på opstrøms (Fensholt) og nedstrøms (Odder) lavbundslokaliteter (Højberg et al., 2019).

Modellens kriterier for estimering af lokale afstrømningsveje i lavbundsarealet:

- (i) Diffus grundvandsstrømning: Omfanget af diffus grundvandsudstrømning (G_{ud}) er kontrolleret af Darcy parametrene: hydraulisk ledningsevne (K_L) i lavbundssedimentet samt over grænsefladen til vandløb (K_v), indløbstværsnitsarealet (A) af det hydraulisk ledende jordlag (tykkelse $\times$ bredde), trykforskellen mellem skræntfod (h_s) og vandløb (h_v) samt længden af lavbundsarealet (L) fra skræntfod til vandløb.
- (ii) Drænastrømning: Når den diffuse grundvandsstrømning begrænses af de styrende parametre, dvs. når den hydrauliske belastning fra oplandet (HLR) til lavbundsarealet er større end G_{ud} generer det afstrømning via dræn (D_{ud}), hvis der er dræn tilstede i lavbundsarealet. Dræn i lavbundsgrunden bidrager til at øge infiltrationen af drænvand og reducere omfanget af overfladeafstrømning, hvor G_{ud} er begrænset (Petersen et al., 2019; Engesgaard et al., 2019; Højberg et al., 2019).
- (iii) Overfladeafstrømning: Når HLR overstiger afstrømningen via grundvand (G_{ud}) og drænvand (D_{ud}) og den samlede magasineringsskapacitet (S) giver dette anledning til overfladeafstrømning. Overfladeafstrømningen kan komme til udtryk ved at (iii-a) grundvand (incl. det drænvand der er infiltreret ved skræntfoden) presses op på overfladen i form af exfiltration, og/eller (iii-b) at drænvand i skræntfoden ikke kan infiltrere og derfor afstrømmer direkte til vandløb som overfladeafstrømning.

Strømningsvejene i lavbundsarealet er dynamiske og bestemt af forholdet mellem den klimatisk betingede hydrauliske belastning (HLR) og den hydrauliske kapacitet i lavbundsarealet. En klimanormaliseret HLR vil være korreleret til drænoplandsarealet, og forholdet mellem lavbundsareal (L) og drænoplandsareal (D) (LD-forholdet) vil således være styrende for lavbundsarealets arealnormaliserede hydrauliske belastning, og dermed strømningsvej og hydraulisk opholdstid. Modellen generelle begrænsning er på nuværende tidspunkt modellens lokale parameterisering.

Viden om strømningsveje i danske lavbundsarealer der modtager drænvand

Danske publicerede undersøgelser af effekten af afbrudte dræn omfatter to morænelerslokaliteter (Hoffmann et al., 2012), fire hydrologisk forskellige tørv lokaliteter, Fensholt, Norsminde Fjord (Petersen et al., 2019, 2020a) (Tabel 1). Derudover beskrives i Hoffmann & Baatrup-Pedersen (2007) fire lokaliteter beliggende på Fyn (Snaremosse, Horne Mølleå) og Vestjylland (Ulleruplund, og Kappel), hvor der dog ikke er fundet oplysninger om jordtype og strømning (Tabel 1).

Af de undersøgte og publicerede danske projekter med afbrudte dræn er afstrømningstypen generelt domineret af overfladeafstrømning (Tabel 1). Dette er markant på lav-permeabel ler med begrænset infiltrationskapacitet, hvor 85-96% af afstrømningen sker i form af overfladeafstrømning uafhængigt af forholdet mellem lavbund og opland (LD 2,4-14). Overfladeafstrømningen er ligeledes fundet at være

dominerende på relativt lav-permeabel tørv (67-77%) ved LD-forhold på 1,5 til 8,5, mens dræn i tørvejorden reducerede overfladeafstrømningen (Tabel 1).

Resultater fra de danske felt-studier understøttes af modelleringsresultater (Engesgaard et al., 2019; Højberg et al., 2019). Disse studier dokumenterede at overfladeafstrømning er den dominerende strømningsvej på de opstrømsbeliggende tørv-jorde ved Fensholt samt nedstrømsbeliggende lavbundsarealer ved Odder i oplandet til Norsminde Fjord, samt det sandede lavbundsareal ved Holtum Å i oplandet til Ringkøbing Fjord. Følsomhedsanalyser viste at overfladeafstrømning er dominerende enten som følge af en begrænset tykkelse af det hydraulisk ledende jordlag (sand, Holtum), eller grundet lav hydraulisk ledningsevne (tørv, Fensholt) og/eller begrænsede trykniveauer (Engesgaard, 2019). Samtidig dokumenterede følsomhedsanalyserne at dræn i lavbunds-jorden reducerede overfladeafstrømningen på såvel tørv som sand, hvor den relative betydning af dræn blev reduceret med stigende HLR (Engesgaard, 2019).

Typen af overfladeafstrømning er afgørende for nitrat-N reduktionseffektiviteten. Den direkte overafstrømning blev fundet på de lav-permeable morænelerslokaliteter (Hoffmann et al., 2012), mens dette kun var tilfældet på tørv-lokaliteten med et meget lille LD forhold (1,5%) og den deraf relaterede meget høje HLR (Tabel 1, Petersen et al., 2019). Overfladeafstrømningen på de øvrige tørv-lokaliteter var i højere grad relateret til exfiltration, hvor grundvand (incl. drænvand der er infiltreret) presses op til jordoverfladen og afstrømmer overfladisk enten diffust eller kanaliseret.

Betydningen af strømningsveje på nitrat-N reduktion og virkemidlets N-effekt

I Hoffmann & Baatrup-Pedersen (2007) vurderes N-reduktionseffektiviteten ved overfladestrømning af drænvand at være 50% af tilført N, under forudsætning af at HLR tilpasses lavbundsarealet, mens der ved fuld infiltration kan opnås en N-reduktionseffektivitet på 75-90%.

Nitrat-N reduktion ved infiltration og diffus grundvandsstrømning

Danske undersøgelser i tørv viser i overensstemmelse hermed nitrat-N reduktionseffektivitet på 90-100% ved infiltration og diffus grundvandsafstrømning over kort afstand fra drænudløb (Petersen et al., 2020b). Tilsvarende fandt Jessen et al. (2019) 100% nitrat-N reduktion i 2-4 m dybde i jern og sulfat reducerende sand jord (Holtum Ådal, Ringkøbing Fjord).

Nitrat-N reduktion ved direkte overfladestrømning

Ved direkte overfladestrømning er infiltrationen begrænset og drænvandet afstrømmer overfladisk direkte til overfladevand. Nitrat-N reduktionseffektiviteten er ved direkte overfladestrømning kontrolleret af diffusiv udveksling af nitrat-N mellem overfladevand og jordvand. Direkte overfladestrømning øger således risikoen for en begrænset nitrat-N-reduktionseffektivitet sammenholdt med infiltration, men nitrat-N reduktionen kan være høj, hvis udbredelsesarealet sikrer tilstrækkelig hydraulisk opholdstid. Danske undersøgelser viser således moderat til høj nitrat-N reduktionseffektivitet hhv. 26/32 og 41/90% ved direkte overfladestrømning for to måleår (1 år/2 år) på to lerjordslokaliteter (Tabel 1, Hoffmann et al., 2012). Den store forskel mellem de to måleår på samme lokalitet kan tilskrives forskellen i hydraulisk belastning (HLR) (Tabel 1), og vidner dermed om at reduktionseffektiviteten ved direkte

overfladestrømning er følsom overfor hydraulisk opholdstid, men at den altså kan være høj, hvis forholdet mellem lavbundsareal og opland tillader en høj opholdstid. Forskellen i nitrat-N reduktionseffektivitet mellem de to morænelerslokaliteter kan således tilskrives forskellen i netop LD-forholdet, hvor et LD-forhold på 2,4% er ensbetydende med en stor hydraulisk belastning, og dermed en reduceret N-effekt i forhold til LD-forhold på 14%.

Direkte overfladestrømning på tørv-jord (T32) i Fensholt kan relateres til en meget stor hydraulisk belastning og et meget lille udbredelsesareal som følge af et meget lavt LD-forhold på 1,5% (Tabel 1). Den direkte overfladeafstrømning i T32 kom til udtryk ved en kanaliseret strømning, og dermed en begrænset hydraulisk effektivitet over afstrømnings-arealet. Dette resulterede i en moderat nitrat-N reduktion i overfladestrømningen på 23% (Petersen et al., 2020b).

Nitrat-N reduktion ved exfiltration

Ved infiltration og diffus strømning efterfulgt af exfiltration og overfladeafstrømning vil drænvandet i første omgang infiltrere og strømme diffust som grundvandsstrømning igennem en del af lavbundsarealet. Hvis strømningsfluxen begrænses, presses vandet op til jordoverfladen (exfiltrerer) og strømmer derefter overfladisk til vandløb. Under denne strømningssituation vil der generelt opnås en høj nitrat-N reduktions effektivitet, da N-reduktionen i lavbundsjorden sker over korte afstande (Petersen et al., 2020b). Ved exfiltration i tørv blev således fundet en nitrat-N reduktion på 89%, mens grundvandsretentionen ved udløb var på 99%. Den lidt lavere nitrat-N reduktion ved exfiltration kan evt være påvirket af bidraget fra atmosfærisk N-deposition og/eller mineralisering og nitrifikation i jordoverfladen.

Nitrat-N reduktion ved afstrømning via dræn i lavbundsjorden

Dræn i lavbundsjorden, der ikke er i direkte forbindelse med dræn fra højbundsarealet, kan øge drænvands-infiltrationen og reducere den direkte overfladeafstrømning (Petersen et al., 2020b; Engesgaard et al., 2019; Højberg et al., 2019). Infiltrationen til drændybde kan bidrage til at øge nitrat-N reduktionseffektiviteten sammenholdt med direkte overfladestrømning, da drænvandet kommer i direkte kontakt med lavbundssedimentet inden det afstrømmer via dræn (Petersen et al., 2020a,b). Således var nitrat-N reduktionseffektiviteten ved afstrømning via dræn i tørv-jord på 98%, mens nitrat-N reduktionen i grundvand var 100% og 70% ved overfladeafstrømning (T31, Fensholt) (Petersen et al., 2020b).

Sammenfattende danske erfaringer af nitrat-N reduktion ved afbrydning af dræn

På baggrund af de tilgængelige publicerede studier af nitrat-N reduktionseffektiviteten for forskellige strømningsveje i lavbund med afbrudte dræn og med LD-værdier fra 1,5 til 29,5% er der evidens for nitrat-N effekten (Tabel 1).

Udledning af organisk-N og $\text{NH}_4\text{-N}$ fra tørv-jorde påvirker N-balancen

TN-reduktionseffektiviteten adskiller sig ikke/eller kun i mindre grad fra nitrat-N reduktionseffektiviteten på de undersøgte lerjorde (Egeskov, Stor Å) (Tabel 1). Der synes således ikke at være en stor påvirkning fra andre N-former på N-effekten ved direkte overfladeafstrømning på disse lerjorde.

Omvendt forholder det sig for tørvejordene ved Fensholt (Tabel 1). Fra alle lokaliteter er der fundet et netto tab af organisk N i størrelsesorden 19-160 kg org-N/ha lavbundsareal/år, og for to lokaliteter med betydende grundvandsafstrømning, yderligere et netto tab af NH₄-N på 9,9 og 144 kg N/ha. *In situ* tab af organisk-N forekommer primært ved overfladisk afstrømning (52-98%) og i minde grad fra dræn (44%), mens bidraget fra grundvandsstrømning generelt er lavt (2,3-14%). Tab af org-N ved overfladisk afstrømning forekommer både ved direkte overfladeafstrømning og ved exfiltration, og kan formentlig relateres til biologiske omsætningsprocesser i den aerobe/anaerobe jord:vand grænseflade. *In situ* tab af org-N påvirker således den samlede N-balance (Tabel 1)

Tabel 1. Nitrat-N og (TN) reduktion fra danske projekter med afbrudte dræn og overrisling/infiltration af drænvand i lavbundsareal

	Afstrømnings- type	LD*	HLR**	NO ₃ -N (TN) tilført	NO ₃ -N (TN) fjernet		Reference
	-	%	mm	Kg/ha/år	Kg/ha/år	%	-
Egeskov, Fyn, Ler	Overflade (96%)	13,7	3.597/1.750	251/26 (282/37)	104/23 (121/28)	41/90 (43/75)	Hoffmann et al., 2012
Stor Å, Fyn, Ler	Overflade (85%)	2,4	4.938/4.744	685/589 (719/626)	219/150 (229/157)	32/26 (32/26)	Hoffmann et al., 2012
Snaremosse, Fyn	Ikke oplyst	6,6	Ikke oplyst.			- (28)	Hoffmann & Baatrup-Pedersen, 2007
Hone Mølleå, Fyn	Ikke oplyst	6,3	Ikke oplyst			- (71)	Hoffmann & Baatrup-Pedersen, 2007
Kappel, Vestjylland	Ikke oplyst	32,6	Ikke oplyst			(36)	Hoffmann & Baatrup-Pedersen, 2007
Ulleruplund, sydvestjylland	Overflade (50%) Grundvand (50%)	21,6	Ikke oplyst	- (198)	- (133)	- (67)	Hoffmann et al., 2014
Tørv (1 år) Fensholt T31	Overflade (31%) Dræn (17%) Grundvand (3%)	29,5	1.365	68 (81)	45 (31)	66 (38)	Petersen et al., 2020a,b
Tørv (1 år) Fensholt T32	Overflade (70%) Grundvand (25%)	1,5	14.075	1.045 (1.169)	206 (12)	25 (1)	Petersen et al., 2020a,b
Tørv (1 år) Fensholt T33	Overflade (77%) Grundvand (9%)	8,5	4.738	397 (515)	350 (205)	89 (40)	Petersen et al., 2020a,b
Tørv (1 år) Fensholt T34	Overflade (67%) Grundvand (18%)	6,9	5.261	282 (445)			Petersen et al., 2020a,b

*LD angiver forholdet mellem lavbundsareal og drænoptionsareal i %

** HLR angiver den samlede hydrauliske belastning af af lavbundsarealet i mm

Beregningsgrundlag for virkemidlets N-effekt

Virkemidlets samlede potentielle kvælstofeffekt estimeret på baggrund af datagrundlaget i "Potentialekort for minivådområder (Kjærgaard et al., 2017)" udgør 1.464-2.929 ton/år (min-max) efter korrektion for overfladevandsretention på ID15 skala. I dette estimat er anvendt en antagelse om en gennemsnitlig N-reduktionseffektivitet for virkemidlet på 50%, og samtidig er min-max angivelsen et udtryk for at der ikke er viden om i hvilket omfang potentialet allerede er realiseret.

Ved realisering af virkemidlet vil udbredelsesarealet forventes optimeret ved etablering af fordelerdræn/grøfter i skråntfoden, der sikrer fordelingen af drænvand over hele lavbundsfladen. Dette vil bidrage til at øge infiltrationspotentialet, og sikre en højere N-reduktionseffektivitet ved overfladeafstrømning (Petersen et al., 2020b). På baggrund af den eksisterende viden (Tabel 1) er sammenhængen mellem NO₃-N-reduktionseffektivitet og forholdet mellem lavbund og drænopland (LD-forholdet) angivet i Tabel 2.

Tabel 2. Sammenhæng mellem lavbund-drænoplandsforholdet (LD-forholdet) og NO₃-N reduktionseffektiviteten på baggrund af eksisterende viden fra feltforsøg.

LD-forhold (%)	<5	5-10	>10
N-effektivitet (%)	<30	30-70	>70

Dette giver således grundlag for at fastsætte virkemidlets kvælstofeffekt (Tabel 3) på basis af (i) de modelestimerede dræntab jf. potentialekortet for minivådområder (Kjærgaard et al., 2017), og (ii) anvendelse af estimater for N-reduktionseffektivitet (Tabel 2). For at opnå kvælstofeffekten på udledningen skal estimaterne i Tabel 3 yderligere korrigeres for den ID15-specifikke overfladevandsretention jf. Kjærgaard & Børgesen (2017).

Tabel 3. Kvælstofeffekt (kg/ha/år) for 100 ha drænopland og hhv. 7 og 10 ha lavbundsareal Effekten er opgjort som virkemiddelseffekt (kg N/ha lavbund/år) og som rodzoneeffekt (kg N/ha drænopland/år) ved forskellige N-dræntab* og N-reduktionseffektivitet på hhv. 50 og 90 %.

Drænopland	N-virkemiddelseffekt		Rodzoneeffekt	
N-tab dræn*	kg N /ha vådområde/år		kg N / ha drænopland / år	
kg/ha/år	50%**	90% ***	50%**	90%***
10	71	90	5,0	9,0
15	107	135	7,5	13,5
20	143	180	10,0	18,0
25	179	225	12,5	22,5
30	214	270	15,0	27,0
35	250	315	17,5	31,5
40	286	360	20,0	36,0
45	321	405	22,5	40,5
50	357	450	25,0	45,0

* Estimering af dræntab fra "Potentialekort for minivådområder (Kjærgaard & Børgesen, 2017)".

** N-reduktionseffektivitet på 50% ved 5 ha lavbund og 100 ha drænopland

*** N-reduktionseffektivitet på 90% ved 10 ha lavbund og 100 ha drænopland

Usikkerheden på N-virkemiddelseffekten er ligesom for minivådområder knyttet til såvel lokale estimater for N-tab via dræn samt variationen i N-virkemiddelseffekten, hvor usikkerheden på begge parametre vurderes at være betydelig.

Sammenholdes virkemiddelseffekten af afbrudte dræn med agronomiske virkemidler på markfladen fx efterafgrøder og udtagning af landbrugsjord er det væsentligt at bemærke, at afbrudte dræn ikke kan sammenlignes direkte på rodzoneeffekten, da virkemidlet ikke placeres på dyrkningsfladen, men typisk vil være placeret udenfor omdriftsarealet på et lavbundsareal svarende til ~5-10% af drænoplansarealet. Undtagelsen er dog hvis lavbundsarealet er i omdrift, hvor dyrkningsarealet så udtages af drift.

Forudsætninger og potentiale

Virkemidlets potentiale er betydeligt da det er målrettet det drænedes landbrugsareal der, via lavbund, afvander direkte til overfladevand. Det samlede reduktionspotentiale for de målsatte kystvandoplande svarer til en reduktion på 1.464-2.929 ton/år af kystbelastningen, dvs. efter korrektion for overfladevandsretentionen.

Anvendelse af virkemidlet forudsætter at:

- Arealet hvor virkemidlet ønskes placeret ligger indenfor drænedes "betinget egnede" eller "potentielt betinget egnede" areal-klasser jf. "Potentialekort for minivådområder (Kjærgaard et al., 2017). Dvs. at oplandsarealet er drænet og afvander, via lavbund, direkte til overfladevand.
- Det er en forudsætning af markdrænet i nu-situationen er forbundet direkte med overfladevand, således at der kan opnås en N-effekt ved at afbryde drænet.
- Kvælstoftransporten er en kvantitativt betydende transportvej fra arealet og at der kan opnås en målbareffekt på udledningen til kystvand. Dette kriterie er kortlagt og kan anvendes direkte til placering af virkemidlet (Kjærgaard & Børgesen, 2017).
- Virkemidlet etableres efter anvisninger jf. princip for afbrydning af dræn

Udfordringer i forhold til kontrol og administration

Administrativt vil afbrydning af dræn som frivilligt virkemiddel omfatte samme grundlæggende elementer som minivådområdeordningen, herunder:

- Kortlægning af egnede arealer til placering af virkemidlet. Dette fremgår allerede af "potentialekortet for minivådområder (Kjærgaard et al., 2017).
- Dokumentation for afgrænsning af drænoplandets størrelse (afstrømningsarealet). Denne afgrænsning pågår allerede i forbindelse med minivådområdeordningen.
- Afgrænsning af det lavbundsareal der påvirkes af udledningen af drænvand (udstrømningsområdet), og angivelse af arealforholdet (LD) mellem lavbund (L) og drænoplan (D).
- Redegørelse for at virkemidlet udformes efter retningslinjerne og fastsættelse af N-reduktionseffektivitet på baggrund af LD-forholdet (Tabel 2).
- Virkemiddelseffekten ved udledning til kyst beregnes efter samme beregningsgrundlag som anvendes i minivådområde/matriceordningen (Kjærgaard & Børgesen, 2017). Kvælstofeffekten ved kyst beregnes

her på basis af estimater for N-transporten via dræn, N-reduktionseffektiviteten af virkemidlet (her N-reduktionseffektiviteten i lavbundsarealet) og N-retentionen i overfladevand.

I forhold til kontrol herunder behov for vedligeholdelse anbefales at:

- Virkemidlet placeres på egnede arealer (kortgrundlag) jf. Potentialekortet for minivådområder.
- Drænopland (D) og lavbundsareal (L) indtegnes i GIS i forbindelse med ansøgningen, hvoraf LD automatisk beregnes. LD anvendes som kontrol-kriterie.
- Etableringen af virkemidlet kan som udgangspunkt kontrolleres på baggrund af den indtegnede placering, areal-angivelse og LD-forholdet. Derudover kan virkemidlet kontrolleres ved besigtigelse. Ved besigtigelsen kan det dokumenteres, at drænet er afbrudt ved skræntfoden til lavbundsarealet, og at der er etableret en fordelerkanal jf. retningslinjerne for virkemidlets etablering.
- Der i forhold til N-effekten generelt ikke er krav til management/drift eller vedligeholdelse. Der bør dog sikres, at virkemidlet etableres og vedligeholdes, så der ikke dannes præferentielle strømningskanaler for overfladestrømning til vandløbet. Se retningslinjer for etablering af virkemidlet.

Sideeffekt: Fosfor

Fosfor (P) kan tilbageholdes ved sedimentation af partikelbundet P i drænvand, og evt. sorption af opløst P, hvis der er tilgængelig P-bindingskapacitet. Der er dog, som for vådområdeprojekter, risiko for tab af jern-bundet P under de vandmættede reducerende forhold, der bidrager til N-reduktion (Petersen et al., 2018). Risikoen for tab af jern-bundet P vurderes for lavbunds/vådområdeprojekter på baggrund af en P-risikovurdering i forbindelse med forundersøgelsen forud for etablering af projektet (Hoffmann et al., 2018). Virkemidlets P-effekt vil være bestemt af forholdet mellem P der tilbageholdes ved sedimentation og *in situ* tab af P fra lavbundsarealet ved realisering af virkemidlet og angives som beskrevet i Hoffmann et al. (2018). Samtidig bør recipient-følsomheden for P inddrages i vurderingen. Vurderes der på baggrund af forundersøgelsen at være risiko for et kritisk P-tab, kan der ved etablering af virkemidlet iværksættes foranstaltninger til begrænsning af P-tab.

Sideeffekt: Skadegørere og pesticider

Ingen særlige bemærkninger

Sideeffekt: Natur

Etablering af virkemidlet vil betyde at lavbundsarealet bliver vådere. Infiltrationsområdet omkring det afbrudte dræn vil være næringsstofpåvirket, og det må forventes at vegetationen vil være styret af robuste og udbredte arter. Ved diffus strømning gennem sedimentet har kvælstofreduktionen vist sig effektiv indenfor kort afstand fra det afbrudte dræn (~20 m) (Petersen et al., 2020b) og det øvrige lavbundsareal vil således have en lav/ingen næringsstofpåvirkning, og dermed give grundlag for en større artsdiversitet.

Sideeffekt: Klima

Sidestilles med klima-effekter for reetablering af vådområder.

Øvrige effekter

Virkemidlet vil bidrage til at tilbageholde suspenderet sediment og partikulært materiale i drænvandet på lavbundsarealet og virkemidlet kan dermed bidrage til at mindske sedimentbelastningen fra markdræn til overfladevand. Anlægges virkemidlet med mulighed for periodisk vandstuvning under høje drænvandsføringer kan virkemidlet endvidere bidrage til at udjævne høje vandføringer i dræn og dermed bidrage som klimasikringsløsninger i forbindelse med ekstraordinære spidsbelastninger af vandløb.

Overfladestrømning til vandløbet har dog vist sig at kunne bidrage til uønskede effekter i form af udledning af organisk-N og P fra tørv (Petersen et al., 2020b) og i den sammenhæng formentligt også opløst og/eller suspenderet kulstof og i nogle tilfælde sedimenttransport. Overfladeafstrømning er kritisk for effekten af virkemidlet og skal minimeres ved korrekt dimensionering og projektering af virkemidlet.

Økonomi

Omkostninger knyttet til virkemidlet vil være afhængig af om virkemidlet etableres på et omdriftsareal med produktionstab eller et allerede ekstensiveret areal. Udgifterne knyttet til selve etableringen af virkemidlet vil bestå af:

- Omkostningerne til forundersøgelser
- Omkostningerne ved etablering af virkemidlet afbrydning af dræn vil omfatte overskæring af eksisterende dræn og etablering af en fordelerkanal i udstrømningsarealets indløbsbredde.
- Ved udtagning af omdriftsjord vil der være tale om mistet produktionsværdi, opgjort enten igennem jordprisen per hektar eller som mistet årligt dækningsbidrag II. Arealet vil fortsat kunne anvendes til afgræsning og høslet, dog må græskvaliteten forventes at blive forringet over tid i takt med at vådbundsvegetationen udvikles.
- Omkostninger til evt. høst af biomasse. Høst af biomasse vil bidrage til over tid at udtømme lavbundsjordens P-pulje. Dette kan være en væsentlig prioritering på arealer med moderat-høj risiko for tab af *in situ* P.

Referencer

- Engesgaard, P, Petersen, J.P., Karlsson, I.B., Christiansen, I.M.V, Kjærgaard, C, Højberg, A.L. 2019. Modellering af vandstrømning i lavbundsområder. I: temanummer TReNDS Kvælstoftransport og omsætning, Vand & Jord, nr. 1:37-39.
- Hoffmann, C.C., Heiberg, L., Audet, J., Schønfeldt, B., Fuglsand, A., Kronvang, B., Ovesen, N.B., Kjærgaard, C.; Hansen, H.C.B.; Jensen H.S. 2012. Low phosphorus release but high nitrogen removal in two restored riparian wetlands inundated with agricultural drainage water. Ecological Engineering 46:75-87.
- Hoffmann, C.C., Andersen, H.E., Kronvang, B. & Kjærgaard, C. 2018. Kvantificering af fosfortab fra N og P vådområder. Notat fra DCE 15. oktober 2018.
- http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/udgivelser/notater_2018/Kvantificering

- Højbjerg, A.L., Windolf, J., Børgesen, C.D., Troldborg, L., Tornbjerg, H., Blicher-Mathiesen, G., Kronvang, B., Thodsen, H., Ernsten, V. 2015. National kvælstofmodel, Oplandsmodel til belastning af virkemidler. Metode rapport – Revideret udgave september 2015. GEUS, 111s.
- Højberg, A.L., Karlsson, I.B., Christiansen, I.M.V. 2019. Vandstrømning i opland og lavbund. I: temanummer TRenDS Kvælstoftransport og omsætning, Vand & Jord, nr. 1:40-42.
- Jessen, S, Steiness, M, van't Veen, S.G.W., Kofod, T., P. Engesgaard. 2019. Retention af nitrat i ådalsmagasiner. I: temanummer TRenDS Kvælstoftransport og omsætning, Vand & Jord, nr. 1:34-36.
- Kjærgaard, C.; Bach, E.; Greve, M.H.; Iversen, B.V.; Børgesen, C.D., 2017. Kortlægning af potentielle områder til etablering af konstruerede minivådområder. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, 19.05.17, J. nr. 2017-760-000122, Sider:14-28, Aarhus Universitet
https://pure.au.dk/ws/files/116512758/Besvarelse_Miniv_domr_deeffekt_kg_N_pr_ha_miniv_domr_de_002_.pdf
- Kjærgaard, C. & Børgesen, C.D. 2017. Udarbejdelse af minivådområdeeffekt (kg N pr. ha minivådområde) på ID15-oplandsniveau. Revideret version. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, 07.04.17, J. nr. 2017-760-000042, Aarhus Universitet
https://pure.au.dk/portal/files/116541623/Svar_Miniv_domr_deeffekt_kg_N_pr_ha_miniv_domr_de_p_ID15_oplandsniveau_Revideret_version.pdf
- Petersen, J.P., Prinds, C., Iversen, B.V., Kjærgaard, C. 2019a. Transportveje for kvælstof i lavbundsarealer. I: temanummer TRenDS Kvælstoftransport og omsætning, Vand & Jord, nr. 1:30-33.
- Petersen, J.P., Prinds, C., Iversen, B.V., Engesgaard, P., Jessen, S., Kjærgaard, C. 2020a. Riparian lowlands in clay till landscapes: Part I – Heterogeneity of flow paths and water balances. Water Resources Research 56, e2019WRO25808. <https://doi.org/10.1029/2019WRO25808>
- Petersen, J.P., Prinds, C., Jessen, S., Iversen, B.V., Kjærgaard, C. 2020b. Riparian lowlands in clay till landscapes Part II: Nitrogen reduction and release along variable flow paths. Water Resources Research 56, e2019WRO25810. <https://doi.org/10.1029/2019WRO25810>

Bilag: retningslinjer for etablering af virkemidlet.