

Natur og vandmiljø

Fosforrisikovurderinger og virkemidler ved vådområdeprojekter

Hvordan vurderes det potentielle fosfortab fra lavbundsprojekter, og hvordan håndteres eventuelle fosfor-risici? Denne artikel gennemgår udfordringerne ved den gamle vurderingsstrategi, og hvilke ændringer, der arbejdes på i fremtiden med fokus på afværgeforanstaltninger.

Viden om



Fjernelse af kvælstof kan skabe problemer med fosforudledninger

Dræn- og lavbundsvirkemidler og forskellige typer vådområder kan være en effektiv måde at reducere mængden af kvælstof (N), der transporteres fra marker til vandmiljøer. Fælles for de forskellige virkemidler er at de danner vandmættede og iltfrie forhold, der er gunstige for denitrifikation, den mikrobielle proces der omdanner nitrat (NO_3^-) til atmosfærisk kvælstof (N_2).

Disse iltfrie forhold kan dog skabe andre problemer, idet fosfor (P) kan frigives fra jorden. Normalt bindes fosfor stærkt til jern(III)-oxider i tørvejordene, men under anaerobe forhold reduceres jernoxiderne til opløst jern(II), og fosforen frigives (Petersen et al., 2018). Risikoen for denne frigivelse er et stort problem, da fosfor ligesom kvælstof er med til at skabe eutrofiering og efterfølgende dårlig økologisk tilstand i vandmiljøerne.



Figur 1. Lavbundsområde ved Fensholt nær Odder. Foto: Tobias Berthel Bendixen.

Behov for nye strategier til at vurdere fosfortab

Det er altså vigtigt at kunne vurdere risikoen for P-tabet fra et vådområde, inden det etableres for at kunne tilrettelægge projektet hensigtsmæssigt og benytte målrettede tiltag som kan minimere fosforudledningen. Der bruges på nuværende tidspunkt en såkaldt worst case-model (M1) til at estimere P-tabsrisikoen, men denne model overestimerer som oftest fosfortabet.

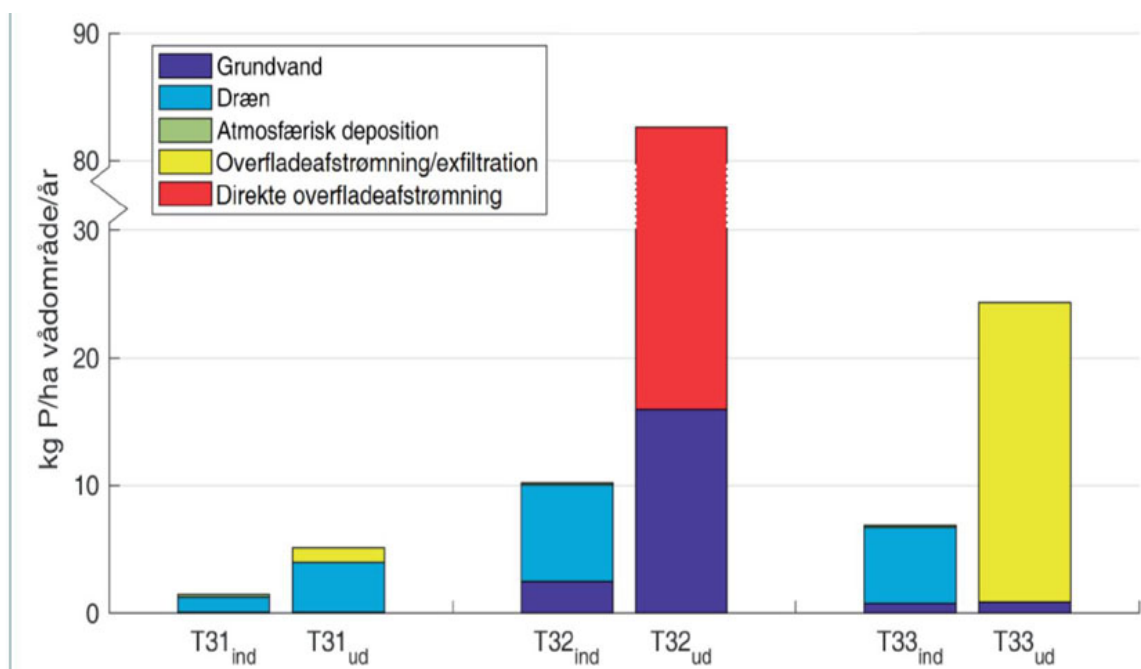
Der har derfor været efterspørgsel på en opdatering på risikovurderingsværktøjet, der inddrager en ny model (M2) og tager højde for nogle af de processer, der er med til at tilbageholde fosfor. På den måde undgår man at afvise lavbundsprojekter, der egentlig ikke udleder kritisk høje mængder P, og dermed drage nytte af de mange fordele ved vådområderne: kvælstoffjernelse, klimatilpasning, forbedret natur- og rekreationsmuligheder.

Der knytter sig flere usikkerheder til P-risikovurderinger

Som beskrevet indledningsvist, benytter det nuværende P-risikovurderingsværktøj sig af et worst case-scenarie for fosfortabet. Dette skyldes at modellen er baseret på følgende antagelser: 1) jorden i projektområdet er konstant vandmættet og iltfri, 2) at vandet altid strømmer igennem de fosforholdige jordlag, og 3) frigivelsen fra hvert prøvefelt sker uafhængigt af frigivelse fra det forudgående felt. Disse tre forhold vil dog ikke altid gøre sig gældende, hvilket reducerer den faktiske P-frigivelse (Petersen et al., 2018).

Disse antagelser er blevet brugt, fordi der knytter sig mange usikkerheder til fosfordynamikken i et vådområde, og det kræver mange omstændige forundersøgelser at reducere usikkerhederne. Det drejer sig blandt andet om strømningsvejene gennem lavbundarealet, rumlige variationer i P-indholdet og -mætningsgraden, og de biogeokemiske processer, der påvirker frigivelsen og tilbageholdelsen.

Eksempelvis så man i et forsøgsprojekt fra iDRÆN (www.idraen.dk) og TReNDS (www.trends.nitrat.dk) i Fensholt-området, at tre forskellige transekter indenfor det samme lavbundsareal havde meget forskellig P-frigivelse, og at tabsvejene også var meget forskellige (Figur 2). Disse forskelle relaterede sig meget til hydrologien, P-distributionen og jordbundsforholdene.



Figur 2. Tilførsel (ind) og tabsveje (ud) for fosfor fordelt på forskellige kilder i tre transekter (T31-33). (Petersen et al., 2018).

Modeller er baseret på forskellige tilstande i lavbundsområder

Model (M1): Som nævnt, indgår model M1 fra 2013 i den gamle strategi til at vurdere det maksimale tab af fosfor og er baseret på forholdet mellem fosfor og jern i jorden:

$$TP_{M1} = 0,0715[Fe_{BD}:P_{BD}]^{-0,728}$$

$Fe_{BD}:P_{BD}$ angiver molforholdet mellem jern og fosfor ved ekstraktion med bicarbonat dithionit. M1 er udviklet på baggrund af undersøgelser fra bundsjorde uden en aerob grænseflade, og dette kan resultere i at P-tabsrisiko fra andre lavbundsprojekter potentielt overestimeres.

En anden faktor er hvorfra i lavbundsjorden estimerterne for Fe:P-forholdet udarbejdes. Topjorden kan indeholde meget fosfor i forhold til jern, hvilket giver anledning til P-tab, men vandets strømningsveje går ikke nødvendigvis igennem topjorden.

Det ses i Tabel 1, hvordan P-tabet markant overestimeres når der benyttes Fe:P-estimer fra henholdsvis strømningsvejen og topjorden. Vandets strømningsvej er meget mere præcis at bruge, men til gengæld er Fe:P-estimer herfra meget omstændige og omkostningstunge at lave, hvilke gør det svært at implementere dette i en effektiv P-strategi.

Tabel 1: Modelestimerede fosfortab fra tre forskellige transekter (T31-32), sammenholdt med de målte P-tab. Modelleringen er baseret på Fe:P-estimer fra 1) de jordlag, hvor strømningen foregår, og 2) i topjorden (0-30 cm). Transekterne er fra Fensholt-lavbundsområdet i Norsminde Fjords opland, og er undersøgt som en del af fra GUDP-projektet iDRÆN (www.idraen.dk) og Innovationsfondsprojektet TReNDS (www.trends.nitrat.dk). (Petersen et al., 2018)

Tabel 1

	Fe _{OX} :P _{OX} molforhold	P-model P-tabsrate kg/ha/mm	P-tab total kg/ha/år	P-tab grundvand kg/ha/år	P-tab overflade afstrøming kg/ha/år
T31_målt	-	-	8,5	7,70	0,87
T31_P-model Strømningsvej	13,38	0,0110	8,3		
T31_P-model Topjord	7,94	0,0181	13,7		
T33_målt	-	-	25,3		24,5
T33_P-model Strømningsvej	22,1	0,006845	27,9		
T33_P-model Topjord	7,80	0,01847	75		
T32_målt					67,0
T32_P-model Strømningsvej	22,5	0,006711	90,0		
T32_P-model Topjord	6,08	0,02344	314		

Model 2 (M2): Model M2 skal indgå i en ny fosforstrategi, der ikke vurderer den maksimale udledning af fosfor, men i stedet et potentielt minimum. I denne model fra 2020 benyttes der på samme måde af Fe_{BD}:P_{BD}-forholdet:

$$TP_{M2} = 0,0562[Fe_{BD}:P_{BD}]^{(-0,967)}$$

Denne er baseret på undersøgelser fra lavbundsprojekter med en aerob grænseflade, hvilket altså reducerer risikoen for P-tab. Denne model forudsætter altså også en konvektiv transport af ferro-jern og opløst fosfor, hvilket betyder, at jern dermed potentielt kan reoxideres i en aerobe grænseflade og derefter binde fosforen. Der vil derfor være nogle begrænsninger af M2, idet der ikke altid vil være en konstant aerob grænseflade i hele lavbundarealet.



Derudover vil der heller ikke nødvendigvis altid være en samtidig transport af Fe og P til grænsefladen, hvilket altså også nedsætter prædiktionsniveauet af modellen. Endeligt er der desuden risiko for at toplaget i lavbundjorden mættes med fosfor over tid, hvilket reducerer effekten af den aerobe grænseflade. Alt dette betyder altså, at M2 potentielt underestimerer P-tabsrisikoen (Miljøstyrelsen, 2020).

Hvad er status for udvikling af nye strategier for P-risikovurderinger?

Der er store ambitioner om at udtage og vådlægge lavbundsarealer for at nå i mål med både klima- og kvælstofmål. Konkret drejer det sig om 100.000 ha lavbundsarealer, men dette kan være svært at realisere, hvis projekterne bremses på grund af overestimeringer af fosforudledninger. I en undersøgelse fra (Filsø, 2019) blev det fundet, at 57 ud af 81 projekter i perioden 2014-2018 ikke kunne realiseres, hvilket i 33 % af tilfældene skyldtes en estimeret kritisk høj fosforudledning.

Der er derfor behov for at udvikle en strategi, der tager højde for risikoen for fosfortab ved etablering af lavbundsvirkemidler og andre lavbundsprojekter, uden at der sker en overestimering. Der er på nuværende tidspunkt nedsat en arbejdsgruppe med Miljøstyrelsen, Naturstyrelsen, danske universiteter og SEGES for at udarbejde denne strategi. Arbejdet startede i foråret 2020, og strategien er tæt på at være på plads.

Der mangler dog stadig vigtige detaljer at få på plads, hvorfor strategien ikke kan beskrives nærmere her. En vigtig del af strategien kommer dog højst sandsynligt til at være brugen af afværgeforanstaltninger i projekter med risiko for højt fosfortab. Disse beskrives i nedenstående afsnit.

Fosforvirkemidler

For, at det fremtidige P-risikovurderingsværktøj kan have en fleksibel tilgang, kræver det, at der er effektive virkemidler til at kunne etablere sammen med vådområdeprojektet. Der findes flere forskellige tiltag der kan reducere fosfortabet fra lavbundsarealet, som vil have forskellige tidshorisonter for virkningen, samt forskellige vedligeholdelsesbehov og forudsætninger for etablering.

Disse virkemidler vil kunne tages i brug, når fosforrisikoen ved et vådområdeprojekt vurderes at være kritisk. Virkemidlerne, der findes på nuværende tidspunkt er:

1. høst af biomasse,
2. dybdepløjning,
3. fjernelse af topjord,
4. P-fældningsbassiner, og
5. P-filtre.

Læs mere om disse virkemidler herunder.

Der vil desuden muligvis på sigt kunne bruges P-filter og sorbent tilsætning, men disse to virkemidler mangler undersøgelser og dokumentation.

Virkemidler til at reducere P-udledning fra lavbundsprojekter

[Fold alle ind](#)

1) Høst af biomasse

Ved høst og fjernelse af vegetationen i vådområdet, er der mulighed for at fjerne 12-14 kg P/ha/år (Hoffmann et al., 2020). Det vil være en fordel at benytte på arealer med en høj P-pulje, men lav frigivelsesrate, da virkemidlet har en lang tidshorizont. Biomassen kan både være træer, buske og græsser, men forskellig vegetation stiller forskellige krav til maskiner og udstyr til høsten og fjernelsen. Generelt kræver det dog specielle maskiner, der kan køre i de våde arealer. Høst af biomasse kan ikke erstattes af græsning af arealet, da dette ikke fjerner lige så meget fosfor.

Den høstede biomasse kan anvendes i biogasanlæg, hvorefter den afgassede biomasse kan bruges som gødning. Derved kan noget af den fjernede fosfor genanvendes. En anden måde at genbruge noget af fosforen på bedriften er at benytte græsbiomasse som foder. Endeligt er det også muligt at anvende visse arter kommercielt til byggematerialer og bioenergi.

2) Dybdepløjning

 Ørsteddelen af fosforen ligger som oftest i det øverste jordlag (0-30 cm), hvor vandet også strømmer igennem. Det kan derfor være en

fordel af vende jorden inden vådområdeetablering ved hjælp af dybdepløjning ned til 80 cm, således den mindre fosforholdige jord kommer øverst. Effekten af dette afhænger dog af mængden af fosfor gennem jordprofilen, samt Fe:P-forholdet; jo mindre jern der findes i jorden, jo mere fosfor vil kunne frigives.

Dette virkemiddel er forholdsvis nemt at tage i brug og har en omgående effekt. Hvis projektområdet allerede inden vådområdeetablering indeholder meget vand, kan tiltaget dog kræve specielle maskiner til at trække ploven gennem jorden.

En fordel ved dette virkemiddel er at man kan anvende det meget lokalt. Det er altså ikke nødvendigt at dybdepløje hele projektarealet, hvis det vurderes at kun enkelt områder har en høj fosforisiko. Tiltaget skal desuden ikke vedligeholdes og er ikke tidsbegrænset, så længe der ikke tilføres nyt fosfor til at berige det nye øvre jordlag. Der mangler dog undersøgelser af effekten gennemstrømning af grundvand i de nedre P-holdige jordlag (Egemose et al., 2020).

Inden virkemidlet tages i brug, bør man sikre sig, at det ikke udløser konflikter i forbindelse med kulturhistoriske interesser og arkæologi.

3) Fjernelse af topjord

Som ved dybdepløjning (2), benytter man sig også her af at det meste fosfor findes i topjorden (0-30 cm). I stedet for at vende det ned i jordprofilen, fjernes det her helt. Det vil være muligt at anvende den fjernede jord andetsteds og sprede den på marker med et tyndt lag muldjord og lavt indhold af fosfor. I sagens natur afhænger dette virkemiddel af, at topjorden er P-holdig, mens underjorden ikke er.

Derudover bør Fe:P-forholdet tages i betragtning. Man skal desuden være opmærksom på at fjernelse af topjorden kan ændre de hydrauliske karakteristika af lavbundsarealet; vandet kan danne nye strømningsveje, hvilket kan være en fordel eller ulempe i forhold til kvælstoffjernelsen, alt efter forholdene.

Eftersom topjorden skal fjernes og transporteres, kan denne løsning være omstændig og omkostningstung. Til gengæld har man en omgående og sikker effekt, og løsningen er permanent, så længe den underliggende jord ikke P-beriges på ny (Zak et al., 2020).

4) P-fældningsbassin

Ved etablering af et P-fældningsbassin, udnyttes sedimentationen af den partikulære fosfor. Bassinet placeres derfor parallelt mellem vådområde og vandløbet, hvor vandet kan ledes igennem. Etableringen af et P-fældningsbassin forudsætter derfor, at størstedelen af vandet kan kanaliseres igennem bassinet og ikke siver diffust gennem jorden og ud i vandløbet.

Et P-fældningsbassin etableres dog sjældent kun for at opsamle fosfor: For det meste etableres et sådant bassin med henblik på at opsamle okker i okkerpotentielle områder, og tilbageholdelsen af fosfor vil derfor være en sidegevinst. Okkerpartiklerne har en vigtig rolle i forbindelse med P-retentionen; i bassinet iltes vandet, således jern(II) oxideres til jern(III), og det partikulære jern(III), der derefter vil sedimentere som okker eller ferrihydroxider, binder fosfat. Uden okker vil der altså ikke tilbageholde opløst P, kun partikulært P.

Det skal derfor medregnes, at hvis man ønsker et okker-/fosforfældningsbassin med højst muligt P-effekt, skal der være okker til stede. Det kan være muligt at tilføre okker udefra til bassinet, hvis det ikke er etableret i et okkerpotentielt område, men dette kan være omkostningstungt og man skal være opmærksom på at okkerkilden i på forhånd er mættet med fosfor – dette er kan eksempelvis være tilfældet med vandværkslam (Hoffmann C. C., personlig kommunikation).

P-fjernelsen i et okkerfældningsanlæg er 140 kg P/ha bassin/år, og sker inden for en kort tidshorisont. Man skal dog være opmærksom på at dette virkemiddel kræver regelmæssig vedligeholdelse i form af fjernelse af sedimentet der ophobes. Alt efter mængderne af sediment, der løber til, skal denne sedimentfjernelse ske hvert 5-10 år. Med etablering og vedligeholdelse, koster et P-fældningsbassin 1.111 kr/kg P. Dette vil sandsynligvis være højere, hvis der skal tilføres en okkerkilde (Jensen et al., 2020).

5) P-filter

 Et fosforfilter kan etableres som en grøft eller en brønd mellem vådområdet og recipienten. I konstruktionen vil der findes et reaktivt filter, der deholder fosforbindende materiale. Dette materiale kan eksempelvis bestå af jern, aluminium, kalk eller gips, og de forskellige materialer vil

variere i pris, tilgængelighed og udnyttelse (Heckrath et al., 2020).

Udover et reaktivt filter, etableres der i mange tilfælde også et sedimentfilter, der fanger sediment og partikulært fosfor inden det når det reaktive filter. Sedimentfilteret består af lamelplader, der står parallelt og skrånende oprejst i filteret, således sedimentet fanges og bundfælder på bunden af brønden eller grøften (Heckrath et al., 2020). Sedimentet vil derefter skulle fjernes med en slamsuger regelmæssigt, og vil kunne spredes på marker efterfølgende.

Udover vedligeholdelse af sedimentfilter, vil det reaktive filter også skulle skiftes ind i mellem. Ulemperne ved dette virkemiddel er derfor et højt vedligeholdelseskrav, samt at det er dyrt at etablere og vedligeholde. Til gengæld har det en effektiv og omgående virkning, og det gør det muligt at genanvende fosforen i sin gødskningsstrategi. Alt efter konstruktionen, vil P-filteret desuden kunne etableres på et lille areal; brøndfiltre kræver cirka 25 m² til etablering, mens grøftfiltrene typisk er lidt større (Heckrath et al., 2020).

Nyt GUDP-projekt skal optimere og udvikle fosforfiltre

Sammen med Aarhus Universitet, Københavns Universitet og en lang række af virksomheder, indgår SEGES i et nyt GUDP-projekt med navnet "FosLav" (Kompakte filtersystemer for fosfor i drænvand fra høj- og lavbundsjord), hvor formålet er at udvikle implementeringsbare, omkostningseffektive og kompakte filtersystemer, som skal minimere tabet fra vådlagte lavbundsprojekter. Projektet er planlagt til at løbe fra 2022-2025.

Kilder

Egemose, S., Jensen, H. S., Reitzel, K., Strandberg, B., Bruus, M., & Hutchings, N. (2020). Dybdepløjning før etablering af sø/vådområde. In H. E. Andersen, G. H. Rubæk, B. Hasler, & B. H. Jacobsen (Eds.), *Virkemidler til reduktion af fosforbelastning af vandmiljøet*. DCE rapport nr. 3792 (pp. 169–178). Aarhus Universitet.

Filsø, S. S. (2019). Erfaringer fra Lavbundsordningen. SEGES, Rapport, 1–28.

Heckrath, G., Pugliese, L., Iversen, B. V., Strandberg, B., & Bruus, M. (2020). Drænfiltersystem til hoveddræn. In H. E. Andersen, G. H. Rubæk, B. Hasler, & B. H. Jacobsen (Eds.), *Virkemidler til reduktion af fosforbelastning af vandmiljøet*. DCE rapport nr. 379 (pp. 132–139). Aarhus Universitet.

Hoffmann, C. C., Zak, D., Strandberg, B., Bruus, M., & Hutchings, N. (2020). Fjernelse af biomasse i randzoner og engarealer. In H. E. Andersen, G. H. Rubæk, B. Hasler, & B. H. Jacobsen (Eds.), *Virkemidler til reduktion af fosforbelastning af vandmiljøet*. DCE rapport nr. 3792 (pp. 161–168). Aarhus Universitet.

Jensen, H. S., Egemose, S., Reitzel, K., Martinsen, L., & Hasler, B. (2020). Okkerfældningsbassiner. In H. E. Andersen, G. H. Rubæk, B. Hasler, & B. H. Jacobsen (Eds.), *Virkemidler til reduktion af fosforbelastning af vandmiljøet*. DCE rapport nr. 379 (pp. 220–228). Aarhus Universitet.

Petersen, R. J., Prinds, C., Iversen, B. V., & Kjærgaard, C. (2018). Fosfortab fra våde lavbundslande. *Vand & Jord*, 25(3), 131–134.

Zak, D., Hoffmann, C. C., Strandberg, B., Bruus, M., & Hutchings, N. (2020). Fjernelse af topjord før etablering af vådområde. In H. E. Andersen, G. H. Rubæk, B. Hasler, & B. H. Jacobsen (Eds.), *Virkemidler til reduktion af fosforbelastning af vandmiljøet*. DCE rapport nr. 379 (pp. 179–184). Aarhus Universitet.

Emneord

Dræning

Drænvirkemidler

Fjorde

+6



Vil du vide mere?



Ditte Olsen

Konsulent

SEGES

deon@seges.dk

+45 2476 7320

Støttet af

Promilleafgiftsfonden for landbrug

SEGES Innovation P/S

Tlf. 8740 5000

Agro Food Park 15

Fax. 8740 5010

8200 Aarhus N

Email info@seges.dk

