



Bestemmelse af biodiversitet ved analyse af grundstoffer og isotopratioer i jord



Udarbejdet af: **Simon Andersen, qfx401**

Vejledere: **Adjunkt Kristian Holst Laursen**
og **ph.d. studerende Maria Monrad Larsen**

30. marts 2019

Abstract

Ecosystems provide important services for mankind. A main component in the stability of ecosystems is a high amount of biodiversity across taxonomic levels. Though biodiversity as a concept is widespread through ecological research and in society in general it has no definition generally agreed upon.

Quantification of biodiversity is often conducted manually through enumeration of species (often macro organisms) in a given location. This approach contains a large variety of bias. Therefore new methods in biodiversity research are greatly coveted.

The number of plant species often correlates with the biodiversity across taxonomic groups of organisms. A number of factors affect the number of plant species *e.g.* soil pH, soil organic matter, soil type, light, moisture, the complexity of the vegetation and the spatial and temporal continuity. Those factors are also affecting the availability of plant nutrients. The purpose of the project was to investigate whether analysis of soil pH, the amount of carbon and nitrogen and ratios of their stable isotopes in the soil and the available content of plant nutrients can predict the number of plant species. Data to the project was provided from the biodiversity project, Biowide, and from isotope ratio analysis and element analysis conducted by Copenhagen University on the same samples as in Biowide.

The variable selection was performed by the Stepwise AIC analysis from R package MASS starting with 20 categorical variables. It was shown that pH, soil organic matter, Ca, Fe, Cu, Mo and Na were the best predictors in this experiment and that 56% of the variation in number of plant species could be predicted through analysis of these variables. However, the method cannot stand on its own, but may be a good supplementary method in future analysis of biodiversity.

Resumé

Økosystemer leverer livsnødvendige tjenester til samfundet, og det er alment accepteret, at en høj biodiversitet er en nøgelfaktor i at holde økosystemer stabile. Derfor er biodiversitet et centralt og meget brugt begreb i såvel den økologiske forskning som i samfundet generelt. På trods af begrebets vigtige betydning har det ikke en defineret betydning, men bliver derimod redefineret afhængigt af aktøren. Måden hvorpå biodiversitet kvantificeres er ofte baseret på subjektiv dataindsamling, hvilket medfører mange usikkerheder. Derfor er nye biodiversitetsmetoder efterspurgt.

Antallet af plantearter korrelerer ofte godt med den overordnede biodiversitet på tværs af taxonomiske grupper. Diversiteten indenfor plantearter er påvirket af en lang række faktorer såsom fugtighed, pH, lysforhold, jordens indhold af organisk materiale, jordtype, vegetationens kompleksitet samt kontinuitet i tid og rum. Mange af de samme faktorer er i høj grad også styrende for plantetilgængeligheden af næringsstoffer i jorden. Dette projekt ønskede derfor at undersøge, hvorvidt analyser af pH, jordens indhold af N og C og deres isotopratioer samt den tilgængelige mængde af plantenæringsstoffer kan bruges til at prædiktere antallet af planterarter. Projektets formål blev undersøgt ud fra data fra det landsdækkende biodiversitets projekt, Biowide, og isotopratio- og grundstofs analyser udført af Københavns Universitet på jordprøver fra projektet.

Med udgangspunkt i 20 kategoriske variable hver med tre niveauer blev der foretaget en variabelseleksion vha. Step wise AIC-analyse fra MASS-pakken i statistikprogrammet R. Denne viste, at en analyse af variablene pH, jordens totale indhold af kulstof, isotopratioen for C samt mængden af Ca, Cu, Fe, Mo og Na kunne prædiktere 56% af den samlede variation indenfor plantearter.

Det konkluderes, at modellen fra dette projekt kan bruges som en supplerende metode til måling af biodiversitet.

Forord

Projektet er den afsluttende bacheloropgave for uddannelsen naturressourcer med speciale i plantevidenskab. Projektet blev udført på Københavns Universitet på institut for plante- og miljøvidenskab (PLEN), og svarer til 15 etcs point.

Formålet med projektet er, at undersøge om, der er sammenhæng mellem antallet af plantearter og udvalgte kemiske markører i jorden. Projektet henvender sig til alle med interesse i biodiversitet og jordkemi.

Jeg vil gerne takke mine faglige vejledere, Kristian Holst Lauersen og Maria Monrad Larsen, for deres hjælp, diskussionslyst og enorme faglige engagement i denne opgave.

Forsidebillede redigeret fra:

<https://ourworld.unu.edu/en/the-surprising-healing-qualities-of-dirt>

Afleveret d. 30. marts 2019

Simon Andersen

Underskrift:



Indholdsfortegnelse

INDLEDNING.....	6
TEORI.....	10
1. Biodiversitet.....	10
2. Faktorer som styrer biodiversitet.....	11
3. Plantenæringsstoffer.....	12
4. Faktorer som styrer plantetilgængelighed af næringsstoffer.....	13
MATERIALER OG METODER.....	18
5. Dataindsamling i Biowide-projektet.....	18
6. Prøveforberedelse.....	19
7. pH.....	19
8. Grundstofsanalyse.....	20
9. IRMS.....	20
10. Statistisk metode.....	21
RESULTATER OG DISKUSSION.....	22
11. Variabelselektion.....	26
12. Deskriptiv analyse af slutmodellens variable.....	27
13. Effekter af modellens variable.....	30
KONKLUSION.....	40
PERSPEKTIVERING.....	41
LITERATURLISTE.....	43
BILAG.....	46

Indledning

Naturen og dets økosystemer leverer tjenester, der er essentielle for alt menneskeliv på jorden såsom rent vand og luft samt fødevarer og byggematerialer (The National Wildlife Federation 2008). Økosystemer på tværs af kloden er dog under stigende pres som følge af antropogene påvirkninger (Perrings et al. 1995). Det er bredt accepteret, at en høj diversitet af organismer på tværs af taksonomiske grupper er en grundpille i økosystemers funktion, robusthed og effektivitet (Rockström et al. 2009). Derfor har biodiversitet som koncept dannet en vigtig del af grundlaget for forvaltningen og beskyttelsen af naturområder i nyere tid (Santamaría and Méndez 2012).

Biodiversitet bliver dog forstået forskelligt af borgere, politikere og videnskabsfolkt, og selv ikke indenfor det økologiske forskningsfelt findes der en præcis definition (DeLong Don C. 1996).

Der er mange teorier, der bidrager til forståelsen af variation i biodiversitet, men en stor del af disse fokuserer på individuelle arter, grupper af organismer eller økologiske nicher. Et meget brugt mål for den overordnede biodiversitet indenfor et område er mængden, typen og fordelingen af plantearter. Flere undersøgelser har vist, at en divers vegetation ofte korrelerer med den samlede biodiversitet (Scherber et al. 2010; Blaauw and Isaacs 2014). Derudover er planter nemme at observere sammenlignet med mange andre organismer (Hill et al. 2006).

På trods af biodiversitetsbegrebets vigtige funktion i samfundet er kun få lykkedes med at lave generelle, simple modeller på tværs af arter og økosystemer (Brunbjerg et al. 2017). Afhængigt af hvilken slags biodiversitet, der ønskes undersøgt, samt hvilke teorier, der danner ramme for undersøgelsen, er antallet af mulige metoder mange. Fælles for en stor del af metoderne er, at de beror på subjektive vurderinger, kvantificeringer og analyser af udvalgte biologiske parametre i en biotop eller økosystem (Hill et al. 2006). Det medfører en række forskellige bias eksempelvis i form af forkert udvalgte biodiversitetsparametre eller upræcis kvantificering på grund af tidspres, mangel på ekspertise, tæt vegetation, små eller svært genkendelige organismer etc. (Hill et al. 2006). I takt med at der bliver færre naturhistorikere og derved specialister indenfor artsgenkendelse, risikerer troværdigheden af disse metoder yderligere at blive forringet (Tewksbury et al. 2014). Derudover er manuel monitorering af biodiversitet både tidskrævende og dyrt (Hill et al. 2006).

I de senere år er der derfor lagt mange kræfter i at udvikle nye metoder til måling af biodiversitet. Eksempelvis blev der givet en bevilling på 13,1 millioner kr. til biodiversitetsprojektet ”Biowide”. Projektet havde gennem en fireårig periode (2014-2017) som mål at kortlægge dansk biodiversitet på et meget detaljeret niveau og med udgangspunkt i disse målinger at videreudvikle moderne

monitoreringsmetoder som f.eks. flybårne laserscanninger (LIDAR) og analyse af e-DNA (environmental DNA) i jorden (Ejrnæs 2018).

I Biowide-projektet blev en bred vifte af markører udvalgt på baggrund af deres påvirkning på typen, mængden og kvaliteten af biodiversitet. Der blev bl.a. målt pH i jorden, mængden af organisk materiale, jordtype, fugtighedsniveau og forskellige grupper af organismer. Derudover er jordprøver fra Biowide blevet analyseret i en række parallelle forskningsprojekter, som har fokuseret på sammensætningen af grundstoffer og deres isotopratioer. En mulig sammenhæng mellem disse markører og biodiversitet i forskellige økosystemer er dog endnu ikke blevet undersøgt.

Jordens indhold og tilgængelighed af grundstoffer er en kompleks og dynamisk sammenhæng mellem abiotiske og biotiske påvirkninger, såsom temperatur, pH og biologiske organismer. Typen af jord har også stor påvirkning på grundstoffernes tilgængelighed, idet kationbytningskapacitet, vand- og luftindhold og redoxforhold varierer med jordtypen. Mikro- og makroorganismer spiller desuden en vigtig rolle i distribueringen og tilgængeligheden af grundstoffer i tid og rum (Schlesinger and Bernhardt 2013).

Analyse af isotopratioer af grundstoffer - i særdeleshed nitrogen, kulstof, oxygen og hydrogen - bruges i stigende grad i den økofysiologiske forskning, som en metode til at bestemme ophav og cirkulation af grundstoffer i naturlige systemer (Newton 2016). Denne tilgang udnytter, at nogle af de mekanismer, der regulerer omsætningen og udnyttelsen af grundstofferne, diskriminerer mellem lette og tunge stabile isotoper, hvilket ændrer isotopratioen i produktet (Marshall, Brooks, and Lajtha 2008).

Der forventes en sammenhæng mellem jordens indhold af grundstoffer, deres isotopratioer og antallet af plantearter i det tilhørende økosystem. Hvis denne sammenhæng er systematisk, er det muligt, at analyse af kemiske markører i jorden kan supplere etablerede metoder til prædiktering og vurdering af antallet af plantearter og derigennem økosystemets tilstand som helhed (Voigt 2015).

Problemformulering

Biodiversitetsanalyser er gennem de sidste mange år blevet benyttet til at basere naturforvaltnings og naturpolitiske beslutninger på. Hverken målet for biodiversitet eller metoderne til at måle den har dog eksakte definitioner. Det gør, at en stor del af metodevalget beror på professionelle skøn og vurderinger og derudover udføres manuelt. Dette er både dyrt og tidskrævende, og indebærer desuden en risiko for, at måleresultaterne kan blive påvirket af flere forskellige bias. I den

forbindelse er der en stigende interesse i at finde nye metoder til at overvåge og bestemme biodiversitet på. Generelt anses mængden og variationen af plantearter som et simpelt men godt mål for en høj samlet biodiversitet. Jordens plantetilgængelighed af næringsstoffer er tæt forbundet med abiotiske faktorer såsom tekstur og pH og biotiske faktorer i form af organismer. Dette projekts formål er derfor at undersøge, hvorvidt kemiske markører i jord herunder grundstoffer og deres isotopratioer kan prædiktere biodiversitet i form af antallet af plantearter.

Hypoteser

Projektets formål undersøges gennem følgende hypoteser:

- Antallet af plantearter er i høj grad styret af jordens tekstur, indhold af organisk materiale, pH, fugtighed og temperatur samt forekomsten og aktiviteten af biologiske organismer.
- Samme faktorer styrer omsætningen og tilgængeligheden af plantenæringsstoffer i jord.
- Indholdet af plantenæringsstoffer og isotopratioer af kulstof og kvælstof i jord kan anvendes til at prædiktere biodiversitet i form af antal plantearter indenfor et område.

Metoder

Hypoteserne testes dels teoretisk og dels ved at sammenholde og analysere data fra Århus Universitets biodiversitetsprojekt, Biowide, med kemiske analyser på de samme prøvejorde lavet af Københavns Universitet inden projektstart.

Afgrænsning

Projektet afgrænses på flere niveauer. Valget af fokus og metode ift. indsamlingen af det bagvedliggende datamateriale begrænser naturligt dette projekts statistiske analyse. I Biowide-projektet er det primært naturlige økosystemer, der undersøges. Ud af 130 prøveområder er 15 af dem forskellige landbrugssystemer, hvor der er foretaget intensiv produktion og jordbearbejdning, og 15 er kultiverede skovområder. Derfor vil styrken af analysen være højere for de naturlige økosystemer end for de kultiverede.

Der er kun foretaget kemiske målinger på jorden men ikke på selve plantematerialet fra prøvefladerne. Det er derfor kun muligt at foretage analyser på baggrund af jordens indhold af grundstoffer og deres isotopratioer, men ikke på planternes optag af grundstoffer og indhold af disse. Ekstraktionsmidlet i ICP-MS-analysen er ammoniumacetat, hvilket er en relativt svag syre, der ligner den de fleste biologiske organismer er i stand til at lave. Derfor vil resultatet af analyserne

afspejle det plantetilgængelige indhold af grundstoffer. Hvis der havde været brugt et stærkere ekstraktionsmiddel såsom saltsyre, ville resultaterne af jordanalyserne sandsynligvis være blevet anderledes.

De statistiske metoder i dette projekt er valgt med henblik på, at de skal være simple, nemt forståelige og brugbare. Som konsekvens af dette projekts meget store datamængde har det været nødvendigt at foretage afgrænsninger i forbindelse med den statistiske efterbehandling. I dette projekt er antallet af forskellige plantearter valgt som responsvariabel. Som forklarende variabel har analysen pH, indholdet af kulstof og kvælstof i procent, indholdet af plantenæringsstoffer samt isotopratioer for kulstof og kvælstof.

Teori

Biodiversitet

Arter og økosystemer på tværs af kloden er truet som konsekvens af antropogene påvirkninger bl.a. forurening, landbrug og befolkningstilvækst. Op mod 30 % af verdens pattedyr, fugle og amfibier risikeres at udryddes ved udgangen af dette århundrede (Sala 2000). Flere institutioner har forsøgt at vurdere konsekvenserne i forbindelse med tabet af biodiversitet. Eksempelvis Stockholm Resilience Centre angivet en grænseværdi for, hvor stort tabet af biodiversitet kan blive, før det får vidtrækkende konsekvenser for miljøet. Denne værdi er allerede vurderet til, at være passeret (Rockström et al. 2013).

Lige siden biodiversitet for første gang blev introduceret som begreb i 1980, har der i videnskabelige kredse været en løbende debat om den rette definition af ordet (DeLong Don C. 1996). I starten blev det blot brugt til at beskrive den samlede mængde af arter indenfor et område men blev hurtigt udvidet og omformuleret (Swingland 2013). Biodiversitet bliver bredt accepteret som den samlede variation indenfor alle 5 riger i biologien (planter, dyr, svampe, protister og prokaryoter) og med en overordnet opdeling i tre kategorier hhv. gener, arter og økosystemer (Swingland 2013).

Genetisk diversitet er variationen i genpuljen, der opstår i og imellem populationer af samme art. Artsdiversitet er blot det samlede antal af arter indenfor et område. Diversitet ift. økosystemer er sværere at definere og kvantificere, men sker primært på baggrund af en vægtet vurdering af områdets vegetation og dyreliv. En fordeling af arter hen over trofiske niveauer og taxonomiske grupper vægtes typisk højere, end hvis fordelingen af arterne er mere homogen. Derudover vægtes arter, der har en særlig vigtig funktion for økosystemet (såkaldte indikatorarter), ligeledes højt. Hertil kommer, at økosystemets abiotiske faktorer såsom hydrologi, lysforhold og jordtype eksplicit inkluderes som en del af økosystemets diversitet (Swingland 2013).

Undersøgelse og monitorering af biodiversitet afspejler kompleksiteten af selve begrebet. De fleste biodiversitetsundersøgelser foregår ved, at en person subjektivt undersøger et område, og derudfra vurderer biodiversitetens status. Det er dog umuligt at bestemme den samlede biodiversitet selv inden for et meget begrænset område. Der er enorme mængder af mikroorganismer i jorden, som ikke kan ses med det blotte øje, og frugtlegerne sættende makrosvampe har en meget lille del af deres livscyklus som er synlig (Ejrnæs 2018). Derfor er mange af metoderne baseret på at udvælge et repræsentativt udsnit af biodiversiteten, som menes at afspejle den som helhed (Hill et al. 2006).

Et eksempel er indikatorarter. En indikatorart er en art, der har en særlig vigtig funktion for en række andre organismer i området f.eks. som fødekilde eller bosted, og derfor højner sandsynligheden for, at andre arter er til stede sammen med den. Indikatorarten skal derudover have en størrelse og en udbredelse, der gør den mulig at observere (Hill et al. 2006). Disse parametre er ikke nødvendigvis forbundet med hinanden, hvorfor valget af indikatorart beror på en vægtning af fordele og ulemper (Hill et al. 2006).

Der har i den senere tid været fokus på at udvikle nye metoder til bestemmelse af biodiversitet, der er mindre afhængige af manuel dataindsamling. Heriblandt kan nævnes flybårne laserscanninger (LIDAR), der ved hjælp af en laser monteret på et lavtgående fly eller drone kan danne tredimensionelle billeder af vegetationsstruktur. En anden ny metode er e-DNA (environmental DNA), hvor organismers DNA spor i jorden analyseres, hvilket giver information om organismer, der er for små til at observere med det blotte øje (Ejrnæs 2018).

Faktorer som styrer biodiversitet

Biodiversiteten i et område er påvirket af mange forskellige faktorer (fig. 1).

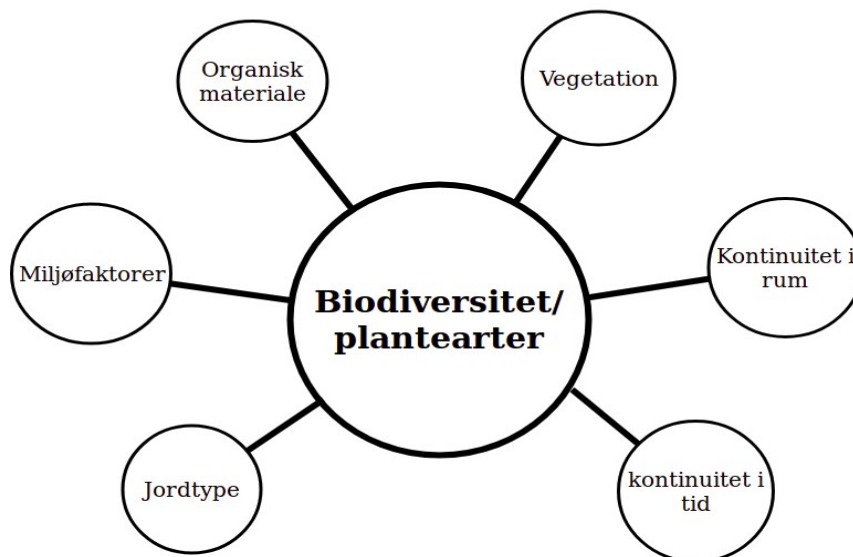


Fig. 1: Vigtige faktorer, der påvirker anlattet af plantearter og derigennem biodiversiteten i et område (Ejrnæs 2018; Brunbjerg 2019; Bartelheimer and Poschlod 2016)

I økologien bruges ofte Ellenberg-værdier til at beskrive et områdes vigtigste abiotiske faktorer, bl.a. lys, temperatur, fugtighed, pH og saltindhold. Gennem Ellenberg-værdier kan et områdes økologiske niches og derved organismers levedmuligheder vurderes (Bartelheimer and Poschlod 2016). Generelt er det positivt for et areals totale antal af arter, at have områder, der tilskrives

forskellige kombinationer af Ellenberg-værdier og derfor påvirkes af en bred variation af miljøfaktorer. Det øger antallet af økologiske nicher og biotoper i et område (Bartelheimer and Poschlod 2016; Ejrnæs 2018).

Kontinuitet i tid og rum af et naturområde er positivt for biodiversiteten. Opdelte småområder såsom læhegn, småskove og lignende, har mindre biodiversitet end større, sammenhængende områder. Ligeledes har naturområder, hvor naturtypen har været den samme gennem længere tid en højere biodiversitet, end områder der gennemgår ændringer i form af naturlig succession, landbrug eller lignende (Ejrnæs 2018). Komplexiteten og typen af vegetation har stor effekt på den samlede biodiversitet. Områder med en simpel vegetation som f.eks. dyrkede jorde eller arealer med skovdrift, har en lav biodiversitet ift. områder med mere sammensat vegetationsstruktur. En kompleks sammensætning af buske, træer, græs, urter osv. skaber biotoper med varierende miljø og mikroklima, som understøtter livsvilkårene for andre af biologiens riger såsom dyr, insekter, svampe osv. (Ejrnæs 2018).

Jordtypen og jordens indhold af organisk materiale er ligeledes vigtigt for biodiversiteten, idet der er stor forskel på eksempelvis vandindhold og næringsstoftilgængelighed i sandjord, lerjord og mosejord og derved hvor mange arter de understøtter (Brunbjerg 2019).

En stor del af de samme faktorer, som er bestemmende for biodiversitet, styrer også tilgængeligheden af plantenæringsstoffer. Faktorer som pH, jordtype og jordens indhold af organisk materiale vil derfor blive gennemgået nærmere i afsnittet om plantetilgængelighed af næringsstoffer.

Plantenæringsstoffer

For at planter kan fuldføre en livscyklus, skal en række essentielle næringsstoffer være tilgængelige i en tilpas mængde. Indtil videre er 17 grundstoffer anerkendt som essentielle næringsstoffer. De inddeles traditionelt i ikke-mineralske næringsstoffer (C, H, O), makronæringsstoffer (N, P, K, S, Ca, Mg) og mikronæringsstoffer (Zn, Fe, Mn, Cu, B, Mo, Cl, Ni). Dertil kommer 6 gavnlige næringsstoffer (Na, Se, Co, Si, Al, V), der enten er gavnlige men ikke livsnødvendige, eller kun er essentielle for visse plantearter. Eksempelvis er Na gavnlig for en lang række plantearter, men kun essentiel for nogle arter med C4-metabolisme (Martin and Marschner 1988). I tabel 1 ses en tabel over mikro- og makronæringsstofferne samt deres gennemsnitlige indhold i en plante med optimal vækst (Martin and Marschner 1988).

Tabel 1. Oversigt over plantenæringsstoffer samt deres respektive optimale niveau i planter vegetative dele. Plantematerialet er tørret og målt i ug/g (Martin and Marschner 1988)

		Optimalt niveau (ug/g tørret, vegetativt plantemateriale)
Makronæringsstoffer	N	15000
	K	10000
	Ca	5000
	P	2000
	Mg	2000
	S	1000
Mikronæringsstoffer	Cl	100
	Fe	100
	Mn	50
	Zn	20
	B	20
	Cu	6
	Mo	0,1
	Ni	0,1

Faktorer som styrer plantetilgængelighed af næringsstoffer

Graden af næringsstoffers omsætning og plantetilgængelighed i jord er i høj grad styret af de samme faktorer, der er bestemmende for biodiversiteten (fig. 1) (Martin and Marschner 1988). I de følgende afsnit gennemgås de vigtigste faktorer for i dette projekt nærmere.

pH

Tilgængeligheden af en lang række plantenæringsstoffer er nært knyttet til jordens pH (fig. 2).

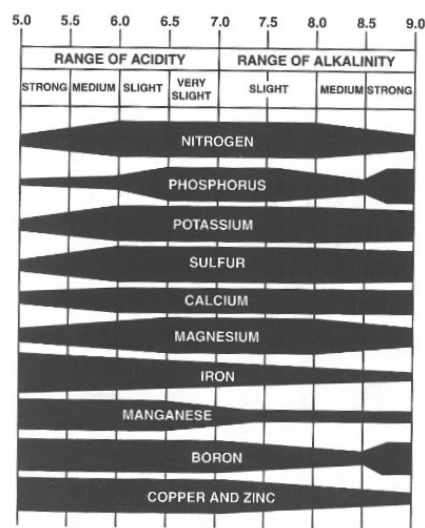


Fig 2: Næringsstofstilgængelighed i jord som funktion af pH. pH går fra stærkt sur (pH 5) til stærkt alkalisk (pH 9) (Benton Jones 2001).

Det er dog meget forskelligt fra grundstof til grundstof, hvordan ændringer i pH påvirker tilgængeligheden. For de fleste planter er pH mellem 5,5 og 7 optimalt (Perry 2003). Ved > pH6 har N, Ca, Mg, K, P, S og Mo den højeste plantetilgængelighed. For S, K og Mo stiger tilgængeligheden med stigende pH, mens den for N, Ca og Mg begynder at falde igen ved >pH8 (Benton Jones 2001). Ved et lavt pH fortrænges basekationerne, K, Ca og Mg fra ionbytningskomplekset af sure ioner som Al^{3+} , Fe^{3+} og H^+ . Ionbytningen tilgængeliggør basekationerne til jordvæsken, men hvis koncentrationerne er større end planterne kan nå at optage eller har brug for, udvaskes næringsstofferne. Plantetilgængeligheden af Mo og P (i form af fosfat) bindes stærkt til jern og aluminium hvis koncentrationer stiger markant ved pH værdier lavere end 4-5 (Martin and Marschner 1988).

For de kationiske mikronæringsstoffer Al, Fe, Mn, B, Cu og Zn stiger tilgængeligheden med faldende pH, idet de bliver udskiftet fra ionbytningskomplekset med H^+ . For Mn, Cu, B og Zn falder tilgængeligheden igen når pH når ned under ca. 4 som konsekvens af øget konkurrence fra sure kationer (Foth and Ellis 1997; Martin and Marschner 1988).

Jordtype og kationionsbytningskapacitet (CEC)

En meget vigtig faktor for plantetilgængelighed af næringsstoffer er jordens evne til at fastholde og frigive næringsstoffer. Primære silikatminerale består hovedsagligt af silikat og oxygen i en velordnet, krystallinsk struktur, hvilket gør, at overfladearealet af mineralet er lille ift. mineralets samlede størrelse (Foth and Ellis 1997). Størstedelen af de primære silikatminerale findes i jordens grovere fraktion såsom silt, sten og sand (>0,002mm), og har et lavt indhold af tilgængelige næringsstoffer grundet den lille specifikke overflade (Barber 1995). Ler dannes ved at primære silikatminerale kemisk forvitres, så den krystallinske struktur går i stykker. Derved dannes lersilikater, der er meget små (<2mikrometer) men med en stor specifik overflade. Lersilikater er overvejende negativt elektrisk ladet grundet isomorf substitution. Ved denne proces udbyttes en tetravalent silicium-ion (Si^{4+}) med en ion af omtrent samme størrelse f.eks. en trivalent aluminium-ion (Al^{3+}), hvilket giver en negativ ladning til mineralet som helhed (Foth and Ellis 1997).

Ladningen, der skabes ved isomorf substitution, anses som værende permanent. Jorden har derudover en pH afhængig ladning. Denne skyldes hydroxider, der sidder på lerkolloider og aluminium- og jernoxider samt sure grupper på det organiske stof, humus. Ved lav pH (<pH 5) bliver den pH afhængige ladning positiv, og ved højere pH bliver den negativ (Foth and Ellis 1997).

Den samlede ladning på danske jorde er næsten altid negativ (Rasmussen 1992). Ladningen udlignes derfor af kationer, der holdes fast på lermineralet ved elektrostatiske kræfter (adsorption). Disse kationer kan udbyttes med andre kationer i jordvæsken afhængigt af størrelsen på koncentrationerne (Martin and Marschner 1988).

De ombyttelige kationer deles i to grupper hhv. sure kationer (H^+ , Al^{3+} , Fe^{3+}) og basekationer (Ca^+ , Mg^+ , K^+ , Na^+). Et samlet mål for jordens ombyttelige kationer kaldes kationbytningskapaciteten (CEC), som udregnes ved at summere sure kationer og basekationer op. Kationbytningskapaciteten falder med pH, grundet den pH afhængige ladning i jorden. Størrelsen på CEC er bestemmende for mængden af tilgængelige næringsstoffer, og er derfor vigtigt for planters optimale vækst (Foth and Ellis 1997).

Jordens organiske materiale

Jordbundens organiske fraktion omfatter alt i jorden som enten er eller har været levende såsom bakterier, svampe og alger, planterødder, orme, insekter og rester fra større dyr. Jordens organiske materiale (SOM) omfatter kun døde organismer, resterne fra levende organismer samt humus. Humus er en mørk masse, der dannes gennem en lang række kemiske og mikrobielle processer. Slutproduktet består af nedbrudt og delvis resyntetiseret organisk stof, der har mistet dets oprindelige struktur. Humus har en kompleks kemisk sammensætning hvor grundstofferne C, O, H, N, S og P er bundet sammen gennem alifatiske og aromatiske forbindelser. Humus har derudover mange funktionelle kemiske grupper, samt en stor specifik overflade og lang opholdstid i jord (Barber 1995).

Ligesom ler kan SOM adsorbere kationer fra jordvæsken og har en høj kationbytningskapacitet. Derudover bidrager SOM med flere vigtige funktioner til jorden såsom mineralisering, buffering af syrer og baser, god vand- og luftskifte, samt aggregatstabilitet (Foth and Ellis 1997).

Den levende del af den organiske fraktion i jorden er meget vigtig ift. mobilisering og distribuering af næringsstoffer. Heterotrofe mikroorganismer får deres energi ved at oxidere og derved nedbryde de letomsættelige dele af jordens organiske fraktion. Nedbrydningsprodukterne er CO_2 og mineraliserede næringsstoffer, der kan optages af planter. Jordlevende makroorganismer såsom regnorme og mider findeler og fordeler organisk materiale i jorden. Planter producerer rødesudater såsom protoner og organiske syrer, der mobiliserer næringsstoffer ved at ionbytte eller opløse letopløselige forbindelser. Eksudaterne nedsætter pH i jorden, og leder til forsuring over tid. Dette ses f.eks. i skove, hvor jordbundens pH er lav (Martin and Marschner 1988).

Ratioer af stabile isotoper i jord

Isotoper er atomer, der har samme antal protoner men forskelligt antal neutroner. Typisk har grundstoffer flere ustabile isotoper, der henfalder over tid. Nogle grundstoffer har flere stabile isotoper, hvilket bl.a. kan bruges i det økologiske forskningsfelt. De vigtigste af disse grundstoffer er hydrogen, ilt, kulstof og kvælstof, der alle har minimum 2 stabile isotoper (Newton 2016).

Ratioen imellem den tunge og den lette isotop ændrer sig, når de strukturer, som grundstofferne indgår i, gennemgår kemiske forandringer såsom faseændring, fotoassimilation mm. Ændringerne i isotopsammensætningen er typisk meget små og angives som en delta-notation (δ) udregnet i promille. For de forskellige grundstoffer er der bestemt en international isotopratio standard, som ændringen beregnes ud fra på følgende måde:

$$\delta (\text{‰}) = \left(\frac{R_{\text{prøve}}}{R_{\text{standard}}} - 1 \right) * 1000$$

hvor R er forholdet mellem den tunge og den lette isotop. En negativ δ værdi betyder derved, at der er relativt mere af den lette isotop i prøven end i standarden og omvendt med en positiv δ værdi (Beerling, Lajtha, and Michener 2006).

Isotopratioen i produktet afhænger af ratioen i substratet samt en eventuel fraktionering forårsaget af kemisk transformation fra substrat til produkt. Det kaldes, at en proces diskriminerer mod den ene isotop frem for den anden. Ofte er den lette isotop den klart hyppigst forekomne af de to isotoper i naturen (Beerling, Lajtha, and Michener 2006). For isotoperne for C og N er forekomsten af hhv. den lette og tunge isotop angivet i tabel 2 .

Tabel 2: Den naturlige forekomst af de to stabile isotoper for C og N (Laursen et al. 2016)

Element	Isotop	Naturlig forekomst (%)
C	¹² C	98,9
	¹³ C	1,1
N	¹⁴ N	99,6
	¹⁵ N	0,4

Kulstof isotopratioer

Ratioen mellem de to stabile kulstof isotoper ¹³C og ¹²C i jorden afhænger af flere faktorer. En stor del af kulstoffet i jorden skyldes planterester. De fleste planter har et lavere indhold af ¹³C sammenlignet med atmosfærisk CO₂, der er kilden til planters kulstof. De enzymatiske og fysiske

processer i planter kulstofmetabolisme diskriminerer imod den tunge isotop. Der er dog stor forskel på diskriminationens størrelse afhængigt af, om planten fotoassimilerer via Calvin cyklen (C3), Hatch-Slack cyklen (C4) eller crassulacean acid metabolisme (CAM) (O'Leary 1988). C3 planter har en $\delta^{13}\text{C}$ værdi på mellem -12,4 og -37‰ med en medianværdi på omkring -27‰. C4 planter har en $\delta^{13}\text{C}$ værdi på omtrent -14‰ og CAM planter har en $\delta^{13}\text{C}$ værdi på ca. -11‰. Forskellene er så markante, at de kan bruges til at differentiere mellem rester af de forskellige plantetyper (Beerling, Lajtha, and Michener 2006). Derudover ses der typisk et lavere indhold af ^{13}C i enårige vækster sammenlignet med flerårige (Smedley et al. 1991). Mikroorganismer diskriminerer imod den tunge isotop, og derfor er der en højere andel af ^{13}C i ældre og mere omsatte dele af jordens organiske materiale (Beerling, Lajtha, and Michener 2006).

Kvælstof isotopratioer

Isotopratioen af N i jord er i vidt omfang bestemt af processerne i kvælstofkredsløbet. Kvælstof tilføres jorden gennem organiske eller uorganiske puljer hovedsagligt biologisk fiksering af atmosfærisk kvælstof, atmosfærisk deposition eller gødning. Fiksering af atmosfærisk kvælstof bliver medieret af mikroorganismer i jorden, og er ansvarlig for hovedparten af inputtet af kvælstof til naturlige økosystemer. Processen diskriminerer mod den tunge isotop, så der sker en ændring i $\delta^{15}\text{N}$ fra substrat til produkt på -3 til 0‰ (Beerling, Lajtha, and Michener 2006). Isotopratioen af kvælstof fra atmosfærisk desposition, er meget varierende, og afhænger af, om depositionen er af naturlig eller af antropogen oprindelse. Værdier under 1‰ kan typisk anses som værende af antropogen oprindelse og værdier over 2,6‰ som værende af naturlig oprindelse (Pichlmayer et al. 1998). Kvælstof i jorden gennemgår en række kemiske transformationer, der i større eller mindre grad ændrer isotopratioen i produktet. Mineralisering af kvælstof ændrer meget lidt på isotopratioen, hvorimod atmosfærisk tab, nitrificering, denitrificering og immobilisering af ammonium og nitrat diskriminerer mod ^{15}N i betydelig grad (Beerling, Lajtha, and Michener 2006).

I kunstgødning, der består af nitrat (NO_3^-) udvundet fra luften, er $\delta^{15}\text{N}$ værdien omkring 0, idet standarden for N netop er luft. Hvis gødningstypen er naturlig og stammer fra omsat plantemateriale eller dyr, er den ofte beriget med ^{15}N grundet tab til atmosfæren af ^{14}N (Beerling, Lajtha, and Michener 2006).

Materialer og metoder

Dataindsamling i Biowide-projektet

Biodiversitetsprojektet, Biowide, blev udført af Århus Universitet og løb i perioden 2014-2018. I projektet blev der udvalgt 130 prøveflader, der havde til formål, at repræsentere variationen i danske, landbaserede naturtyper. 100 af disse var seminaturlige eller naturlige områder, hvoraf 10 var såkaldte hotspot, der forventedes at have en meget høj artsrigdom på tværs af biologisk taksonomi. Derudover var 30 prøveområder fra kultiverede landskaber heraf 15 plantager og 15 markområder. De naturlige områder blev grupperet efter vigtige miljøgradienter, henholdsvis succession (early/mid/late), fugtighed (wet/moist/dry) og jordfertilitet (poor/rich), hvilket gav 18 mulige kombinationer. I bilag 1 ses en præcis inddeling af de 130 prøveflader (Brunbjerg, Bruun, Broendum, et al. 2017).

Geografisk set blev prøvefladerne udlagt ved, at inddele det terrestiske Danmark i fem regioner, hvor der blev placeret et prøvetagningsområde for hver af de 18 kombinationer af miljøgradienter. Derudover blev der placeret to hotspots samt tre af hver type af dyrkede områder i hver region. For at lette prøvetagningsarbejdet blev hver region inddelt i mindre klynger, hvor biodiversitetsmonitoreringen foregik. Prøvefladerne var 40*40 meter, og for detaljerede undersøgelser såsom artsinventering blev områderne inddelt i 4 mindre kvadranter. I hver kvadrant blev et plot med en radius på 5 meter undersøgt detaljeret (Brunbjerg, Bruun, Broendum, et al. 2017). På figur 3 er inddelingen af prøvetagningen illustreret.

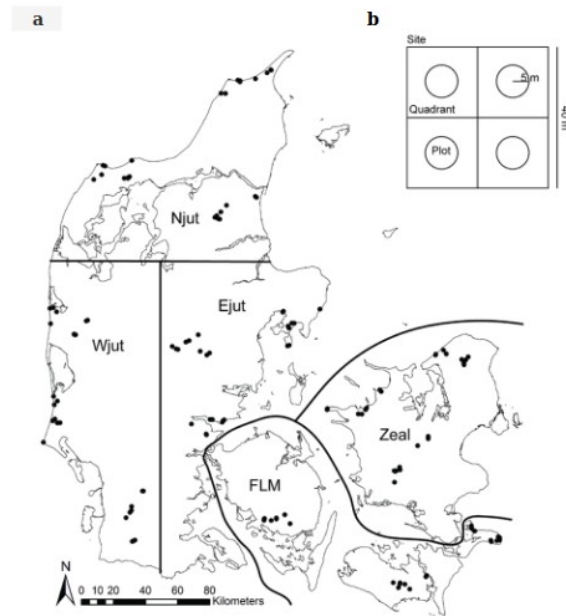


Fig. 3: (a) På figuren ses opdelingen af de 130 prøveflader i Biowide projektet. Det terrestiske Danmark blev opdelt i fem regioner, der herefter blev inddelt i en til tre klynger, hvorfra prøvetagningen blev udført. (b) Hvert af de 130 områder var 40*40 meter. Disse blev inddelt i fire kvadrater, hvor der efterfølgende blev udlagt plots med fem meter i radius, hvor detaljeret prøvetagning blev udført (Brunbjerg, Bruun, Moeslund, et al. 2017)

Prøveforberedelse

Jordprøver fra de 130 prøveflader i Biowide-projektet blev frysetørret og homogeniseret i plastikflasker indeholdende zirkonium kugler ved brug af en rystemølle.

pH

Fem g jord blev udtaget fra hver af de 130 jordprøver fra Biowide-forsøgene, opløst i 12,5 mL 0,01 M CaCl_2 -opløsning og rystet kraftigt i 30 sek. Prøverne blev henstillet i en time, hvorefter pH værdien blev målt med et pH-meter (CDM210 MeterLab), kalibreret til pH4 og 7. Nogle af prøverne havde et så højt indhold af organisk materiale, at jorden opsugede alt opløsningen, og en pH-måling derfor viste sig umulig. I disse prøver blev der iblandet yderligere 12,5 mL CaCl_2 -opløsning, for at kunne måle pH værdien.

Idet prøverne blev opløst i CaCl_2 , blev de målte værdier justeret ved at lægge 0,5 til for hver værdi som beskrevet af Miljøstyrelsen (1997).

Grundstofsanalyse

Grundstofanalyserne på jordprøverne blev udført med en semikvantitativ metode baseret på induktivt koblet plasma massespektrometri (semi-Q ICP-MS) som beskrevet af Laursen et al. (2011).

Fra hver prøve blev 100 mg jord sekventielt ekstraheret med 2 x 0,5 mL 0,5 M ammoniumacetat i 10 minutter ved stuetemperatur. Dernæst blev prøverne filtreret og forsuret til en koncentration på 3,5 % HNO₃. Koncentrationen af 74 elementer blev bestemt i ekstraktet ved semi-Q ICP-MS (Agilent 7900 ICP-MS) analyse.

Alle prøver blev analyseret i randomiseret orden, og omkring 10% af prøverne blev analyseret to gange. Drift, præcision og nøjagtighed på målingerne blev kontrolleret. Instrument præcision blev udregnet fra gentagne målinger af en standard indeholdende 21 elementer. 15 elementer havde en RSD < 10 %, og 5 (B, V, Cr, As, Cd) en RSD på < 20 %. Selen (Se) var ikke målbar. Metode præcision blev udregnet fra gentagne ekstraktioner af jord fra Vestskoven, hvor 47 ud af 61 målte elementer havde en RSD < 10 %. Nøjagtigheden er målt på certificeret reference materiale (NIST1515 – æble blade) og inkluderer 17 elementer. 11 af de 17 elementer havde en nøjagtighed på > 80 %. Grundstofferne Cd, Fe og Pb havde en nøjagtighed > 70 %. Elementer med dårligere nøjagtighed (Si, Cl, As og Se) inkluderes ikke i analysen. Derudover blev hver enkelt prøve justeret for kontaminering ud fra metode blanke. Detektionsgrænsen (LOD) for hvert element blev beregnet ud fra minimum syv instrument blanke (3.5 % HNO₃) ved brug af formlen:

$\text{gennemsnit} + 3 * \text{sd. afv.}$. Data < LOD blev fjernet fra datasættet, og fremstår som tomme celler.

IRMS

Til isotopratio analyserne af kulstof og kvælstof ($\delta^{13}\text{C}$ og $\delta^{15}\text{N}$) blev der brugt isotopratio massespektrometri (IRMS). Isotopratioerne blev beregnet ud fra formlen beskrevet på s. 14 i teori afsnittet. Standarderne var hhv. Vienna-Pee Dee Belemnite (V-PDB) for $\delta^{13}\text{C}$ og luft for $\delta^{15}\text{N}$.

5-60 mg af hver prøve (afhængigt af mængden af organisk materiale) blev overført til tin-kapsler. Analysen blev foretaget vha. en Dumas Combustion Elemental Analyser (Elementar PYRO Cube) koblet til et isotopratio massespektrometer (Isoprime 100) - (EA-IRMS)

Alle prøver blev analyseret i randomiseret rækkefølge, og omkring 10 % af prøverne blev analyseret to gange. For at kontrollere drift, præcision og nøjagtighed på målingerne blev på

forhånd kendte prøver analyseret. Data blev drift, size og scale-corrected som af Dunn og Carter (2018).

Statistisk metode

Med udgangspunkt i 19 forklarende variable er formålet med dette projekts statistiske analyse at definere den slutmodel, der bedst forklarer projektets observationer.

Som responderende variabel (y), blev det samlede antal af forskellige plantearter (i analysen kaldet plante_i) valgt. Som forklarende variable valgtes pH, jordens totale indhold af hhv. nitrogen og kulstof målt i procent (TotalN, TotalC), de 14 forskellige plantenæringsstoffer, der var mulige at måle i ICP-MS-analysen (*Makronæringsstoffer*: P, K, Ca, Mg, *Mikronæringsstoffer*: Fe, Cu, Mn, Mo, Zn, Ni, Co, *Gavnige næringsstoffer*: Al, Na, V), samt isotopratioerne for nitrogen og kulstof ($\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$). Grundstofferne Cu, Zn, og Mo havde værdier, der i ICP-MS analysen var under LOD (hhv. 4 for Zn og Cu og 2 for Mo). Disse værdier blev erstattet med en kunstigt lav værdi (0,00001ug/g), så analysen kunne køres.

De kontinuerte variable blev lavet om til kategoriske variable ved at dele dem i henhold til deres tertiler, så der blev dannet tre niveauer (lav, middel, høj) med en tredjedel af dataen i hver. I modellen var der ingen mulighed for interaktion mellem variablene.

Det totale antal observationer i analysen var 120, fordi de 10 observationer fra "biodiversitets hotspots-områderne" ikke blev inddraget i analysen, idet de ikke nødvendigvis var repræsentative for de naturtyper, som de kom fra .

Til variabelselektion i analysen blev Akaike information criterion brugt til udvælgelse af slutmodellens variable (Stepwise AIC fra MASS-pakken i statistikprogrammet R). Det er en trinvis regressionsanalyse, som vægter, hvor godt en model passer på data (goodness of fit) overfor simpliciteten af modellen (antallet af parametre) (Yamashita, Yamashita, and Kamimura 2007). Modellens prædiktionsværdi blev bestemt på baggrund af dens R^2 værdi. Modelantagelserne for slutmodellen blev vurderet på baggrund af normalfordelings- og residualplot. Slutmodellen blev ikke testet på et uafhængigt testsæt.

Resultater og diskussion

Formålet med dette projekts statistiske analyse er, at undersøge og vurdere sammenhængen mellem antallet af plantearter og jordens pH, procentvise indhold af kulstof og kvælstof, indhold af plantenæringsstoffer samt isotopratioer af kulstof og kvælstof.

Antallet af plantearter er projektets responderende variabel. I undersøgelsens 120 observationer er det mindste registrerede antal arter 15 og det højeste antal 158 (fig. 4). Gennemsnitligt observeres 59 forskellige arter, og medianen for undersøgelsen er 51. Det hyppigst observerede antal plantearter er mellem 35-40 (16 observationer). Både median og gennemsnit ligger i den nederste halvdel af plottet, hvilket viser, at distributionen af data er skæv.

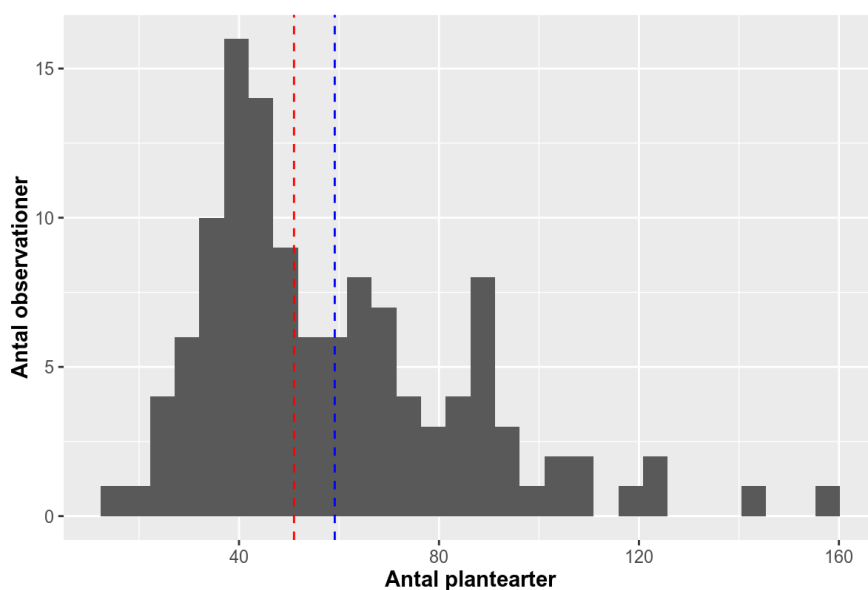


Fig. 4: Histogram over det samlede antal af forskellige plantearter i undersøgelsens observationer. Værdien på x-aksen er antallet af plantearter, og værdien på y-aksen er antallet af observationer. En rød og en blå linje markerer hhv. medianen og middelværdien. $n=120$

På bilag 2 og 3 ses en liste over de tre højeste og tre laveste observationer indenfor hver variabel, samt information om prøvens geografiske lokation og miljøforhold. De tre højeste observationer af plantearter er site 126, 89 og 94 og har hhv. 158, 145 og 125 plantearter. Site 126 og 94 har miljømæssige forhold, der ligner hinanden. De er begge i Biowide vurderet til at have middel successionsniveau, lav fugtighed og høj næringsværdi. Site 89 har et tidligt successionsniveau, et fugtigt miljø og lav næringsværdi. Hvis successionen i et naturområde er sen, er det ofte sprunget i skov, hvor få store plantearter (træer) har udkonkurreret mindre arter (Wassilieff 2007). At områder med tidligt til middel successionsniveau har det højeste antal plantearter, er derfor at forvente. Det er

overraskende, at områderne med flest plantearter er klassificeret som jordtyper der er sand eller ler/sand. Det ville være forventeligt, at disse områder havde relativt få arter, idet sandjord, har få tilgængelige næringsstoffer og med et lavt vandindhold (Foth and Ellis 1997). Derudover er det prøver fra Møn og Vestsjælland, der generelt har jorde med ret højt lerindhold (GEUS 2013). Det er muligt, at hvis jordbundsbestemmelsen var lavet på en anden måde eksempelvis gennem vurdering af jord bonitet (Jacobsen 1992), ville resultatet være anderledes. De tre laveste observationer er site 74, 97 og 62 med hhv. 15, 18 og 24 plantearter i hver. Det er overraskende, at ingen af disse er en del af det opdyrkede land, men derimod naturlige områder. Der er ingen sammenhæng mellem de miljømæssige faktorer bestemt i Biowide for de tre områder. Site 97 har været naturskov gennem en lang periode, hvilket kunne give foranledning til at tro, at det ville give basis for en høj biodiversitet (Miljøministeriet 1992). Dette er ikke tilfældet med hensyn til plantearter. Det skyldes sandsynligvis, at successionen i området er så fremskreden, at nye plantearter ikke kan etablere sig. Det er meget muligt, at biodiversiteten for andre organismer end planter vil være høj i dette område.

Antallet af observationer er relativt lille ($n=120$), og derfor er det ikke muligt, at inddrage alle de kemiske parametre fra datasættet i analysen, idet mængden af parametre derved ville overstige antallet af observationer. I dette projekt er der som grundlag for variabelselektion udvalgt 19 variable. Heraf er 14 næringsstoffer, der enten er essentielle eller blot gavnlige for planters vækst. Derudover er jordens pH, totale indhold af kulstof og kvælstof, samt isotopratioen af kulstof og kvælstof inddraget som variable. I Biowide-projektet er der flere variable i form af Ellenberg-værdier, mængden af organisk materiale og vegetationshøjden etc. som kunne være relevante at medtage. I dette projekt fravælges de, idet hypoteserne i projektet er funderet i jordkemi. I tabel 1 ses minimum, maksimum, median og middelværdi for de udvalgte variablene.

Tabel 1

Minimum, maksimum, median og middelværdi for Biowide jordene ($n=120$) for de variable, der er udvalgt til at lave modelselektion på. Variablene er inddelt efter, hvorvidt de er makro-, mikro- eller gavnlige plantenæringsstoffer.

Derudover er der en gruppe for isotopratioen for hhv. kvælstof og kulstof og for pH-niveauet i jordprøven samt for antallet af forskellige plantearter.

	Variabel	Min.	Maks.	Median	Middelværdi
	pH	3,1	7,8	4,9	5,1
	C-indhold (%)	0,5	49	6,4	14,7
	N-indhold (%)	0,03	3,4	0,4	0,81
Makronæringsstoffer	K (ug/g)	38	843	190	244
	Ca (ug/g)	17,9	15658	615	2304
	Mg (ug/g)	9,4	1132	126	215
	P (ug/g)	2	184	13	29
Mikronæringsstoffer	Cl (ug/g)	0,49	317	21	45
	Fe (ug/g)	1	43	3,8	6,1
	Mg (ug/g)	9,4	658	127	203
	Zn (ug/g)	0,019	7,9	0,51	0,98
	Cu (ug/g)	0,0014	0,53	0,06	0,08
	Mo (ug/g)	0,00018	0,19	0,017	0,024
	Co (ug/g)	0,0044	0,31	0,02	0,041
	Ni (ug/g)	0,0061	0,37	0,03	0,05
Gavnlige næringsstoffer	Na (ug/g)	9,1	662	70	122
	Al (ug/g)	0,033	28	2,8	4,6
	V (ug/g)	0,0056	0,41	0,03	0,043
Isotop ratioer	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	-30	-17,9	-28	-28
	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	-5,8	7,4	0,2	0,41

I tabellen ses det, at intervallet mellem minimum- og maksimum typisk er meget stort og at medianen og middelværdien ligger i den lave ende af intervallet. Altså er de fleste af observationerne beliggende i den lavere ende af intervallet og kun et fåtal i det høje. pH afviger fra denne systematik, ved at have en middelværdi og median, der ligger mere i midten af intervallet.

Det har ikke været muligt at finde undersøgelser, der har analyseret naturlige jorde på samme måde som i dette projekt, hvilket gør det svært at sætte projektets resultater i perspektiv. Laursen et al. (2011) har foretaget en undersøgelse af landbrugssystemer, hvor næringsstovværdier i jorden er sammenlignelige med dette projekt. På bilag 4 ses værdierne for næringsstofferne målt for et lav-inputs, økologisk dyrkningssystem med dækafgrøder. Alle værdier fra det økologiske dyrkningssystem ligger under middelværdien undtagen for Cu. Derudover er ratioen mellem makro-

og mikronæringsstoffer mindre. Ratioen mellem Ca og Fe er hhv. 621 i det økologiske dyrkningssystem og 378, mens ratioen mellem P og Mn er hhv. 11 og 0,8 (Laursen et al. 2011).

Det forventes, at tilgængeligheden vil falde for basekationer og stige for sure kationer, når pH falder (Foth and Ellis 1997). Dette ses for målingerne af basekationer, hvor der eksempelvis er en positiv sammenhæng mellem pH og Ca (fig. 5. a).

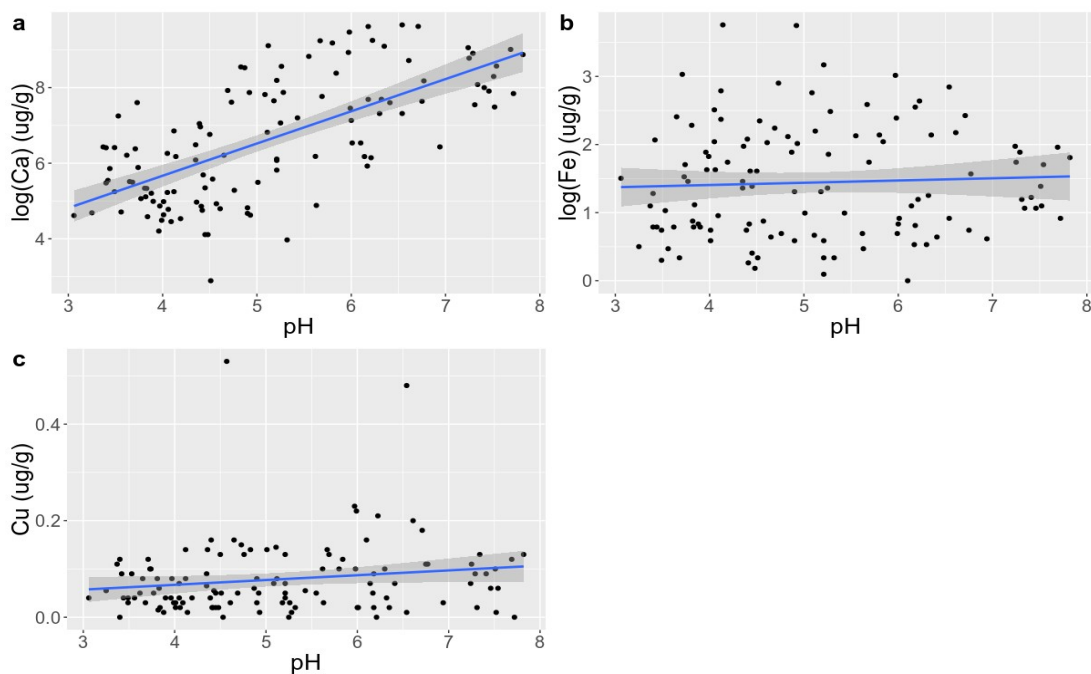


Fig. 5: a. koncentrationen af logaritmen til Ca som funktion af pH. b. koncentrationen af logaritmen til Fe som funktion af pH. c. koncentrationen af Cu som funktion af pH.

For de sure kationer i projektet ses det modsatte af, hvad teorien tilsiger (Foth and Ellis 1997). De tilgængelige koncentrationerne af både Fe og Cu stiger eksempelvis svagt med stigende pH (fig. 5. b og c). Denne sammenhæng kan skyldes, at f.eks. mose- og engområder har høje mængder af ikke-omsat organisk materiale, der derfor indeholder mange næringsstoffer deriblandt Cu og Fe. (McDonald 2010). Grundet den lave mineralisering tilgængeliggøres næringsstofferne kun i lille grad i naturen. Når jorden derimod ekstraheres i ammoniumchlorid i laboratoriet, vil der ses et højere indhold. Dette understøttes af, at der ses en positiv sammenhæng mellem mængden af kulstof og Cu og Fe (Fig. 6. a og b).

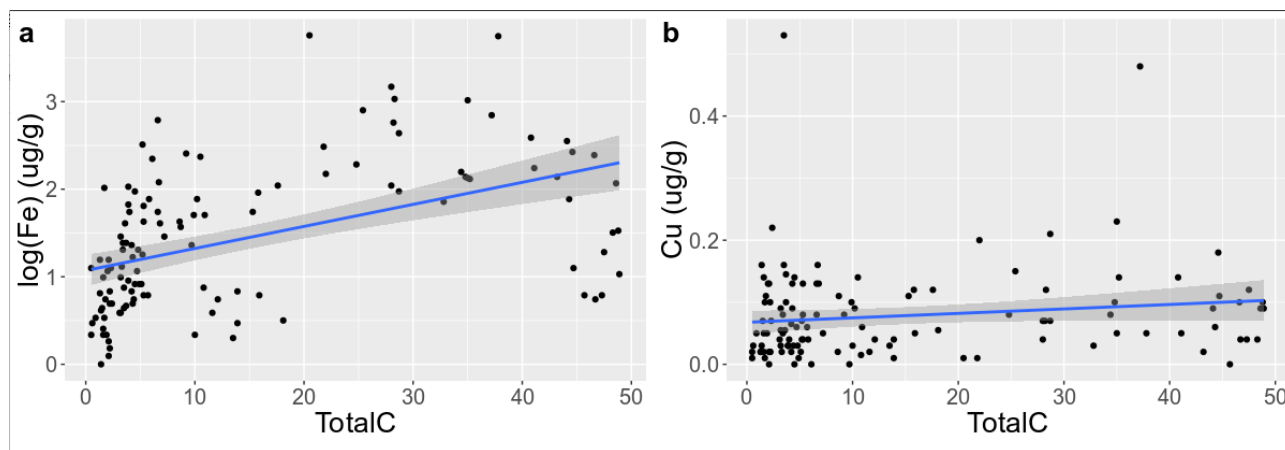


Fig. 6: a. koncentrationen af logaritmen til Fe som funktion af jordens indhold af kulstof. b. Koncentrationen af Cu som funktion af jordens indhold af kulstof.

Variabelselektion

Formålet med variabelselektionen er, at udvælge de variable, der bedst beskriver variationen i responsen. En model med for få variable undlader at modellere dele af forsøgets systematiske variation, hvorved modellens forklaringsgrad mindskes. En model med for mange variable modellerer derimod forsøgets tilfældige variation, og svækker modellens generaliserbarhed til nye data.

Variabelselektionen i dette projekt laves med udgangspunkt i en additiv model med antallet af plantearter som funktion af de 19 udvalgte variable. De forklarende variable deles hver op i tre niveauer, og gøres på den måde kategoriske. Variabelselektionen foretages vha. en stepwise AIC-analyse.

Slutmodellen bliver en additiv lineær model med 24 parametre, hvor det antages, at data og fejlede er normalfordelt. En tabel over inddelingen af niveauerne kan ses i bilag 5. Modellen udtrykker, at et områdes antal af forskellige plantearter, afhænger af følgende plantemæringsstoffer i jorden: Ca, Fe, Cu, Na og Mo. Derudover er jordens pH, indhold af organisk stof og isotopratioen af kulstof også bestemmende for diversiteten af plantearter. Modellen har en standard afvigelse på 19,07, og en R^2 -værdi på 0,5626, og forklarer derved 56% af variansen i undersøgelsens data.

Modelantagelserne valideres ved at lave et residual- og normalfordelingsplot (bilag 6).

Normalfordelingsplottet følger tendenslinjen i tilstrækkelig grad til, at antagelsen om normalfordeling af data godtages. I residualplottet ses der en systematik i fordelingen af residualer. Plottet har residualer, der for lave fittede værdier ligger over nul, for middelhøje værdier ligger ligeligt fordelt, og for høje værdier har en svag tendens til at ligge over nul. Dette vil normalt tyde

på, at linearitetsantagelsen ikke er opfyldt for modellen. I denne model er alle variable kategoriske, og modellen har derfor ingen direkte antagelse om linearitet. Af denne grund ses der bort fra denne systematik i residualplottet. Den tydeligste tendens i plottet er, at modellen systematisk fejlprædikerer lave værdier af arter (mellem 20 – 40 plantearter). Modellen prædikerer flere arter indenfor et site, end der er. Systematikken er dog ikke udtalt nok til at antagelsen om uafhængige og ligeligt fordelte fejlede bør afvises, og derved godtages slutmodellen.

Prædiktionskraften for modellen kan ikke testes på nye data. Der blev ikke udtaget et uafhængigt testsæt, før databehandlingens begyndelse, og alle tilgængelige data blev derfor brugt i den statistiske undersøgelse. Hvis et testsæt var blevet udtaget, ville brugbarheden af modellen kunne valideres, og derved gøre konklusionen på undersøgelsen stærkere. I nærværende projekt er der dog kun 120 observationer, og udtagelsen af et testsæt af fornuftig størrelse (eksempelvis 30 observationer), vil efterlade 90 observationer til modellering af modellen. Et lille datasæt vil begrænse styrken af analysen og medføre større mulighed for at lede til fejlslutninger i konklusionen. Derudover indskrænker det mulighederne for antallet af input-variable, idet de hurtigere vil overstige det samlede antal observationer.

Deskriptiv analyse af slutmodellens variable

For alle slutmodellens variable med undtagelse af pH ses det, at histogrammerne har en skæv fordeling (fig. 6).

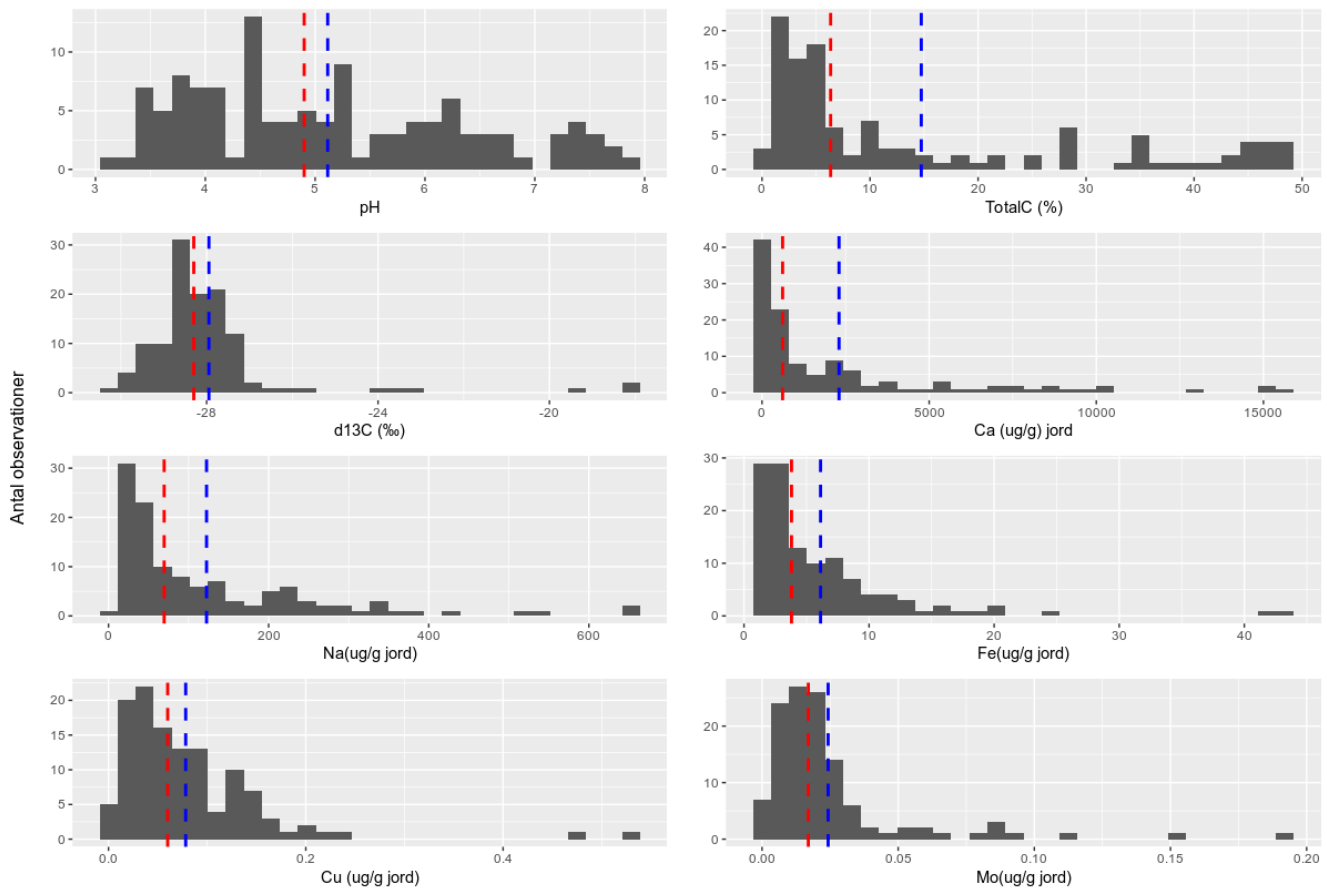


Fig 7: Histogrammer over slutmodellens variable. Værdien for x-aksen er enheden for den givne variabel og værdien for y-aksen er antallet af observationer. En rød og en blå linje markerer hhv. medianen og middelværdien for variabelen. $n=120$

Medianen for variablerne og derved 50% af observationerne ligger i den nederste tredjedel af intervallerne. Det ses derudover, at alle variable - på nær pH og TotalC – har få meget høje værdier. Det kan argumenteres for, at disse værdier er outliers, og ikke repræsenterer observationernes egentlige værdier, men derimod fejl i f.eks. jordanalyserne. I så fald bør de udtages af datasættet. De høje observationer er dog ligeligt fordelt ud over de fleste variabler, og derudover er det ikke enkelte prøveområder, der har alle de høje værdier. Derfor er det mere nærliggende, at de høje observationer er udtryk for den naturlige variation i prøveområderne, og bør medtages i undersøgelsen. Det vil være uhensigtsmæssigt at antage linearitet imellem en variabels observationer, idet en enkelt ekstrem værdi kan have stor påvirkning på resultatet af en lineær regressionsanalyse. Dette understøtter beslutningen om, at dele hver variabel op i kategoriske niveauer, så linearitetsantagelsen omgås.

For de fleste af variablerne ligger median og middelværdi tæt på hinanden, hvilket viser, at observationerne er homogent fordelt. For det totale indhold af kulstof og mængden af Ca i prøverne ses en større afstand mellem medianen og middelværdien og derfor større spredning af

observationerne. Kulstofindholdet er over 20% for 35 af observationerne, hvilket for mange danske jorde er meget højt. I det åbne land er et organisk indhold på over 12% klassificeret som tørvejorde (Gyldenkerne and Greve 2015), og i skove er 1-5% organisk indhold normalen (Osman 2013). På skovjorde er det dog normalt at have et tykt top lag med et højt indhold af organisk materiale (O-horisont), hvorefter indholdet falder med jorddybden (Osman 2013). Det høje indhold af kulstof i jordprøverne viser, at en del af prøveområderne er fra skove, moser og lignende steder med højt indhold af organisk materiale i topjorden, der er kommet med i prøvetagningen..

I bilag 2 og 3 ses tabeller over de tre højeste og tre laveste værdier for slutmodellens variable samt jordtype, miljøforhold og geografi for prøveområderne. I biowide blev prøvernes jordtype vurderet, som værende enten sandet, leret/sandet, leret eller organisk. Jordtyperne for prøveområderne med de højeste værdier er 5 sandede, 5 lerede/sandede, 4 lerede og 13 organiske. For de laveste værdier er fordelingen af jordtyper 12 sandede, 5 lerede/sandede, 2 lerede og 8 organiske. Sandjord har generelt lav kationsbytningskapacitet og derved næringsstofsindhold, hvorimod jorde med højt organisk indhold samt lerede jorde er mere frugtbare (Foth and Ellis 1997). Det stemmer overens med observationerne i dette projekt.

Hvis de ekstreme værdier for antallet af plantearter sammenlignes med værdierne for de forklarende variable er der få sammenfald. Dette tyder på, at påvirkningen på antallet af plantearter fra en enkelt variabels meget høje eller lave værdi ikke er udtalt. Prøven med det tredjehøjeste indhold af natrium (542 ug/g jord) er dog også er prøven med det laveste antal plantearter (15). Det er site 74, der kommer fra Randers Fjord, og er eksponeret til havvand og store mængder af salt (NaCl). Størstedelen af alle plantearter bliver påvirket fysiologisk negativt af et højt indhold af salt i jorden (Rasool et al. 2013). Det er derfor sandsynligt, at grunden til det lave antal plantearter i prøve 74 er et resultat af saltstress.

Jordprøve nr. 104, der er fra Bimosen på Midtsjælland, har det næsthøjeste indhold af Cu (0,48 ug/g jord) og Mo (0,16 ug/g jord) og det højeste indhold af Ca (15658 ug/g jord). Derudover har prøven et højt indhold af organisk materiale (37%). pH i prøven er 6,5, og det er forventet, at tilgængeligheden af Ca og Mo øges med stigende pH og kulstofindhold (Barber 1995). Det er uventet, at et moseområde med neutralt pH og et højt indhold af kulstof har et så højt indhold af Cu. Teorien tilsiger, at tilgængeligheden af Cu falder, når mængden af organisk materiale øges, fordi Cu bindes stærk af organisk materiale (Foth and Ellis 1997). Derudover burde tilgængeligheden af Cu være lav ved neutralt pH (Schulte and Kelling 1999). Det høje indhold af Cu kan skyldes store mængder af ikke omsat plantemateriale. I en mose vil mineraliseringsgraden være lav grundet

iltfattige forhold, og næringsstofferne vil derfor ikke gøres plantetilgængelige (McDonald 2010). Bimosen er derudover et mindre naturområde, der er omgivet af landbrug. Dansk landbrug tilfører Cu til jorden gennem handelsgødning og svinegylle (Knudsen 2008; Voigt 2015), hvilket derfra kan forurene nærliggende naturområder.

Effekter af modellens variable

I tabel 2 er estimater, konfidensintervaller og signifikansværdier (p-værdi) for modellens parametre angivet.

Tabel 2: Oversigt over estimater, konfidensintervaller og signifikansniveau (p-værdi) for parametrene i slutmodellen. Estimaterne angiver ændringen i antallet af plantearter, når variabelen ændrer sig fra lavt til (1.) middel niveau (2.) og fra lavt til højt niveau (3.). Signifikansniveauet er sat til 5%, og de signifikante p-værdier markeret med (*)

Variabel	Ændring fra 1. til 2. niveau		Ændring fra 1. til 3. niveau	
	Estimat	p-værdi	Estimat	p-værdi
pH	30,2 [17,6 ; 42,7]	6.03*10 ⁻⁶ (*)	29,3 [14,0 ; 44,7]	2,53*10 ⁻⁴ (*)
TotalC	29,6 [17,6 ; 44,7]	2,53*10 ⁻⁴ (*)	34,2 [15,6 ; 52,7]	4,25*10 ⁻⁴ (*)
Kalcium	15,1 [4,7 ; 25,6]	0,0051 (*)	15,1 [-2,9 ; 30,9]	0,10
Jern	11,3 [1,8 ; 20,9]	0,022 (*)	-1,2 [-14,0 ; 11,5]	0,84
Molybdæn	13,9 [4,0 ; 23,8]	0,0072 (*)	4,3 [-7,0 ; 15,5]	0,45
Kobber	-5,3 [-14,3 ; 3,9]	0,25	-20,0 [-30,0 ; -10,0]	0,00014 (*)
Natrium	11,5 [KI: 1,3 ; 21,6]	0,034 (*)	3,3 [KI: -11,0 ; 17,7]	0,64
δ ¹³ C	9,1 [KI: -1,7 ; 19,8]	0,097	0,5 [KI: -10,03 ; 11,0]	0,92

Effekterne af modellens variable skal ses ud fra, at der sker en ændring i en variabel fra interceptet i modellen. Modellens intercept er kombinationen af det lave niveau af modellens variable og har værdien 0,7. Denne værdi kan ikke i sig selv bruges til at forklare resultatet af modellen, men kun til at prædiktere det endelige antal af plantearter ved ændringer i modellens variable. Hvis f.eks. pH og Cu ændres fra lavt til middel niveau og TotalC ændres fra lavt til højt niveau bliver det prædikterede antal plantearter: $0,7 + 30,2 + 34,2 - 5,3 = 59,8$.

Parameterestimaterne er kun for ændringer fra lavt niveau til hhv. middel og højt niveau, men aldrig for en ændring fra middel til højt niveau.

Som signifikansniveau er valgt 5% ($p\text{-værdi} < 0,05$). Hvis effekten af en parameter er signifikant betyder det, at der med statistisk sikkerhed vil ske en ændring i antallet af plantearter, hvis denne ene parameter ændres i modellen.

pH

En ændring i jordens pH fra lavt til såvel middel som højt niveau har en signifikant, positiv effekt på antallet af plantearter. Estimatet for middel og højt niveau ligger meget tæt på hinanden, men konfidensintervallet for det høje niveau er bredere (fig. 8.b). Der er altså mere varians for observationer i det høje niveau. På figur 8.a er observationerne antal af plantearter plottet som funktion af pH, og det ses, at effekten flader ud fra middel til højt niveau.

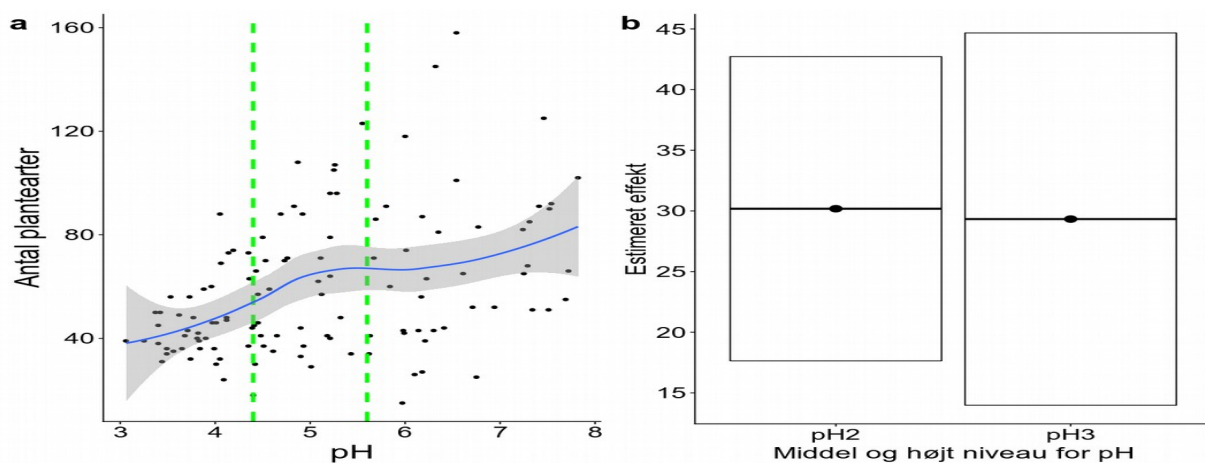


Fig. 8: a. Antallet af plantearter som funktion af jordens pH for de 120 Biowide prøver. Tendensen i observationerne er den blå linje og den grå skygge er konfidensintervallet. De grønne, stiplede linjer er hhv. 1. og 2. tertil. b. Den estimerede effekt på antallet af plantearter ved en ændring fra lavt til hhv. middel og højt niveau. Den midterste streg i hver boks repræsenterer effekten og toppen og bunden af boksen repræsenterer konfidensintervallet for estimatet. ($n=120$)

Den laveste tredjedel af observationerne ligger i intervallet ($3,1 \leq \text{pH} \leq 4,4$). Det stemmer godt overens med teorien, at jordprøver med pH i dette interval har færre plantearter end jorde med højere pH idet plantetilgængeligheden af vigtige makronæringsstoffer såsom P og N påvirkes negativ ved lav pH (Adel, Pourbabaei, and C Dey 2014). Den højeste tredjedel af observationerne ligger i intervallet ($5,6 \leq \text{pH} \leq 7,8$), hvilket passer godt med det optimale niveau af pH for planter (Perry 2003). Det kan derfor undre, at der ikke ses en større effekt af det høje niveau ift. det lave. De fleste af prøverne er fra naturlige jorde. På naturlige jorde er antallet af plantearter højere og pH lavere end på landbrugsjorde, der kalkes. Derudover begynder næringstoftilgængeligheden at falde

over pH 7 (Barber 1995). Begge disse årsager kan være grund til den øget variation i det høje niveau.

Totalt indhold af kulstof

Indholdet af kulstof i jorden har en signifikant, positiv effekt på antallet af plantearter både ved en stigning til både middel og højt niveau. Effekten for det høje niveau er 4,6 planterater højere end for det lave niveau men med et bredere konfidensinterval (figur 9.b).

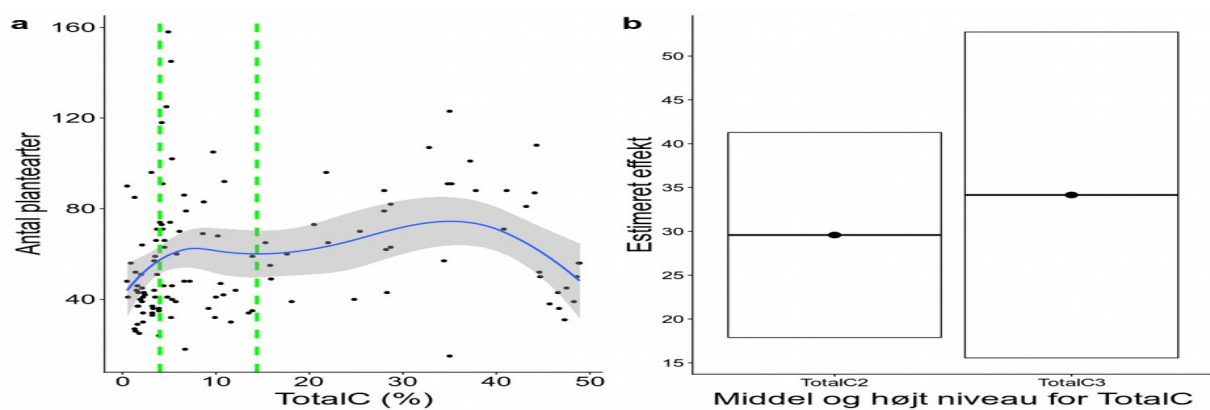


Fig. 9: a. Antallet af plantearter som funktion af det totale indhold af kulstof i jordens for de 120 Biowide prøver. Tendensen i observationerne er den blå linje og den grå skygge er konfidensintervallet. De grønne, stiplede linjer er hhv. 1. og 2. tertil. b. Den estimerede effekt på antallet af plantearter ved en ændring fra lavt til hhv. middel og højt niveau. Den midterste streg i hver boks repræsenterer effekten og toppen og bunden af boksen repræsenterer konfidensintervallet for estimatet. ($n=120$)

På figur 9.a ses det, at den største effekt af øget kulstofindhold i jorden er fra en meget lav mængde (ca. <2% C) til en lidt højere (ca. <7% C). Jordens organiske materiale har positiv påvirkning på de plantetilgængelige næringsstofindhold, aggregatstabilitet mv. (Martin and Marschner 1988), og en stigning i antallet af plantearter derfor forventelig. Når kulstofindholdet i jorden bliver højere end det, er effekten ikke lige så udtalt og med større variation. Et stigende kulstofindhold er altså ikke ubetinget positivt for antallet af plantearter. Der er en klynge af observationer med meget højt indhold af kulstof (ca. >42% C) og et lavt antal plantearter (<60). Det er sandsynligt, at disse observationer kommer fra næringsfattige, våde moseområder med en lav mineraliseringsgrad og derfor et højt indhold af ikke omsat organisk materiale (McDonald 2010). Alle observationerne i denne klynge er kategoriseret som organiske jorde i Biowide, og 8 ud af 11 har områder mose eller sø i lokationsnavnet (bilag 7), hvilket bekræfter antagelsen.

Makronæringsstoffer (Ca)

En ændring i indholdet af Ca i jorden har en signifikant positiv effekt på antallet af plantearter. Dette understøttes af figur 10.a, hvor det ses, at kurven har den største positive hældning i det middel niveau for mængden af Ca.

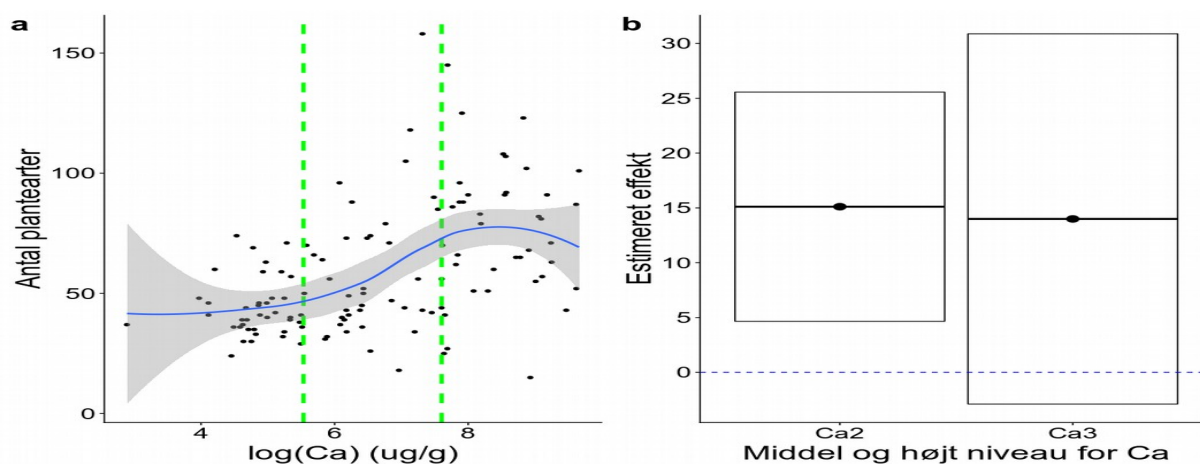


Fig. 10: a. Antallet af plantearter som funktion af logaritmen af Ca i jord målt i ug/g for de 120 Biowide prøver. Tendensen i observationerne er den blå linje og den grå skygge er konfidensintervallet. De grønne, stiplede linjer er hhv. 1. og 2. tertil. b. Den estimerede effekt på antallet af plantearter ved en ændring fra lavt til hhv. middel og højt niveau. Den midterste streg i hver boks repræsenterer effekten og toppen og bunden af boksen repræsenterer konfidensintervallet for estimatet. Den blå stiplede linje er 0, hvor der ingen effekt er af variabelen. ($n=120$)

Estimatet for det høje niveau er også positivt, men med større spredning af observationerne. Det ses på figur 10.b, at konfidensintervallet går gennem 0, hvilket betyder, at en ændring i indholdet af Ca fra lavt til højt niveau ikke betyder en ændring i antallet af plantearter med statistisk sikkerhed. For planters vækst er Ca vigtig, grundet dets funktion som makronæringsstof og som basekation i jorden. Andre næringsstoffers plantetilgængelighed øges ved at kationbytte med Ca (Martin and Marschner 1988). Derudover er den medvirkende til at holde et pH i jorden, der ikke bliver for surt (Foth and Ellis 1997). Dette afspejles i resultatet, hvor et indhold af Ca på over 1500 ug/g er positivt for antallet af plantearter. Et indhold af Ca i den høje ende af intervallet i undersøgelsen (ca. >5000 ug/g) kan dog være tegn på, at mineraliseringen og derved næringsstofstilgængeligheden i området er lav (McDonald 2010). Det kan være en del af grunden til, at tendensen i det høje niveau er faldende til sidst i intervallet.

Mikronæringsstoffer (Fe, Mo, Cu)

For indholdet af Fe estimeres en signifikant, positiv effekt ved en ændring til middel niveau. Ved en ændring til højt niveau ses der derimod ingen effekt på antallet af plantearter (figur 11.b).

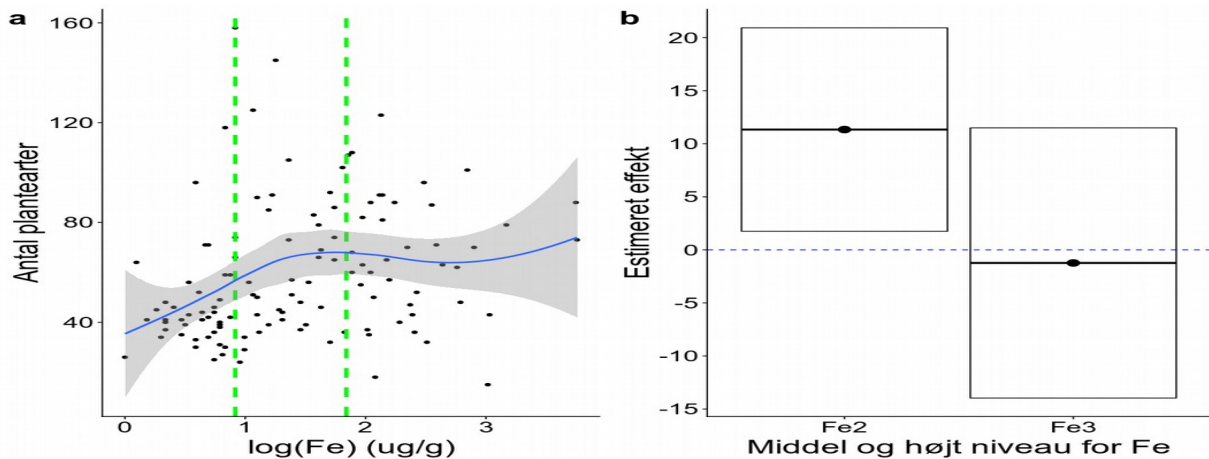


Fig. 11: a. Antallet af plantearter som funktion af logaritmen af Fe i jord målt i ug/g for de 120 Biowide prøver. Tendensen i observationerne er den blå linje og den grå skygge er konfidensintervallet. De grønne, stiplede linjer er hhv. 1. og 2. tertil. b. Den estimerede effekt på antallet af plantearter ved en ændring fra lavt til hhv. middel og højt niveau. Den midterste streg i hver boks repræsenterer effekten og toppen og bunden af boksen repræsenterer konfidensintervallet for estimatet. Den blå stiplede linje er 0, hvor der ingen effekt er af variabelen. ($n=120$)

I planten har Fe en relativ høj koncentration sammenlignet med andre mikronæringsstoffer (tabel 1) (Martin and Marschner 1988). Næringsstofstilgængeligheden for Fe stiger med faldende pH, hvorimod den for de fleste næringsstoffer falder (figur 3) (Benton Jones 2001). Et højt indhold af Fe i jorden kan derfor være indikator for et lavt plantetilgængeligt indhold af næringsstoffer. Dette kan ses på, at den positive tendens stagnerer ved det højeste niveau af Fe.

For Mo ses den samme tendens som for Fe (figur 12. b).

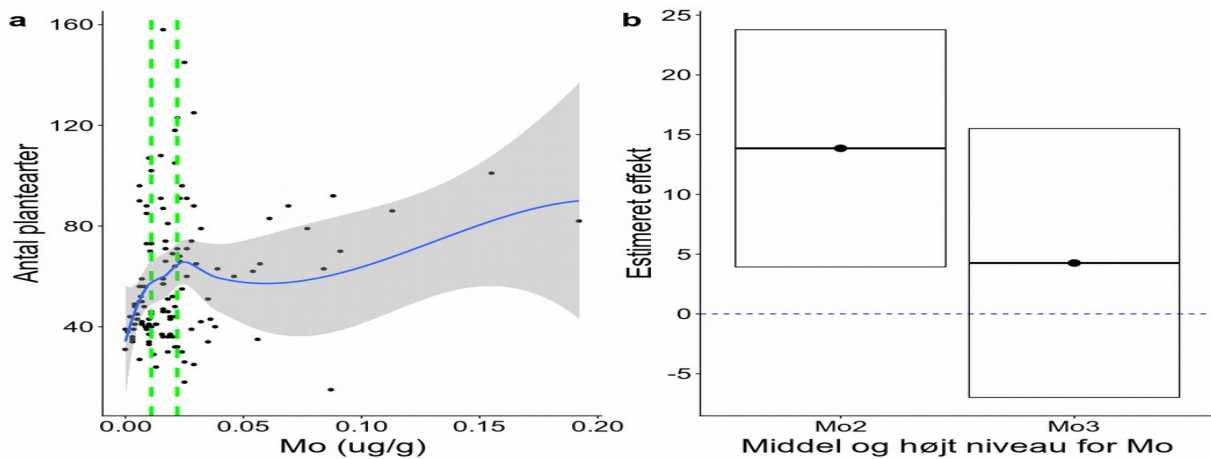


Fig. 12: a. Antallet af plantearter som funktion af Mo i jord målt i ug/g for de 120 Biowide prøver. Tendensen i observationerne er den blå linje og den grå skygge er konfidensintervallet. De grønne, stiplede linjer er hhv. 1. og 2. tertil. b. Den estimerede effekt på antallet af plantearter ved en ændring fra lavt niveau til hhv. middel og højt niveau. Den midterste streg i hver boks repræsenterer effekten og toppen og bunden af boksen repræsenterer konfidensintervallet for estimatet. Den blå stiplede linje er 0, hvor der ingen effekt er af variabelen. ($n=120$)

En ændring i indholdet til det midterste niveau har en signifikant positiv effekt på antallet af plantearter hvorimod en ændring til det højeste niveau ikke har. Konfidensintervallet for estimatet af det højeste niveau er dog bredt, og variationen indenfor observationerne er derfor stor. Det ses på figur 12. a, at klart størstedelen af observationerne ligger omkring markeringerne for 1. og 2. tertil, og kun med relativt få observationer over 0,05 ug/g Mo. Denne fordeling gør, at effekten for det høje niveau bliver usikker.

For indholdet af Cu ser tendensen anderledes ud som vist i figur 13.a.

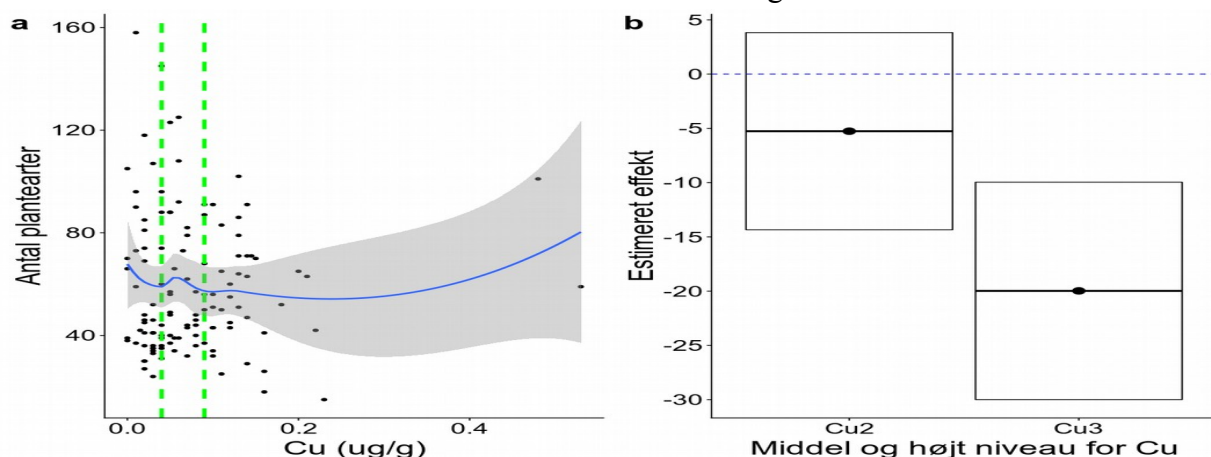


Fig. 13: a. Antallet af plantearter som funktion af Cu i jord målt i ug/g for de 120 Biowide prøver. Tendensen i observationerne er den blå linje og den grå skygge er konfidensintervallet. De grønne, stiplede linjer er hhv. 1. og 2. tertil. b. Den estimerede effekt på antallet af plantearter ved en ændring fra lavt til hhv. middel og højt niveau. Den midterste streg i hver boks repræsenterer effekten og toppen og bunden af boksen repræsenterer konfidensintervallet for estimatet. Den blå stiplede linje er 0, hvor der ingen effekt er af variabelen. ($n=120$)

Her ses et fald i antallet af plantearter med stigende Cu-indhold. For det højeste niveau af Cu er faldet signifikant. Tilgængeligheden af Cu afhænger bl.a. af dannelsen af jordmaterialet samt indholdet af kulstof. Hvis jorden er deriveret fra et kalkrigt udgangsmateriale er tilgængeligheden af Cu ofte lav, da det bindes af metal hydroxider, der udfælder ved stigende pH (Martin and Marschner 1988). En stor del af det østlige Danmark har store mængder af kalk i undergrunden (Jacobsen 1992). Derudover bindes Cu af organisk materiale i jorden, hvilket får tilgængeligheden af Cu til at falde med stigende kulstofindhold (Martin and Marschner 1988). Både Ca og kulstof er vigtigt for plantevæksten. Derfor er det muligt, at indholdet af kulstof og Ca i jorden er positivt korelateret med antallet af plantearter men negativt korelateret med Cu. Det er muligvis denne sammenhæng, der ses i undersøgelsen. Derudover er høje niveauer af Cu toksisk for mange planter (Schulte and Kelling 1999), hvilket måske også afspejles i resultatet.

Gavnige næringsstoffer (Na)

For indholdet af Na ses en signifikant, positiv effekt på antallet af plantearter ved en ændring til det midterste niveau, mens ingen signifikant effekt observeres ved en ændring til det højeste niveau (fig. 14.b).

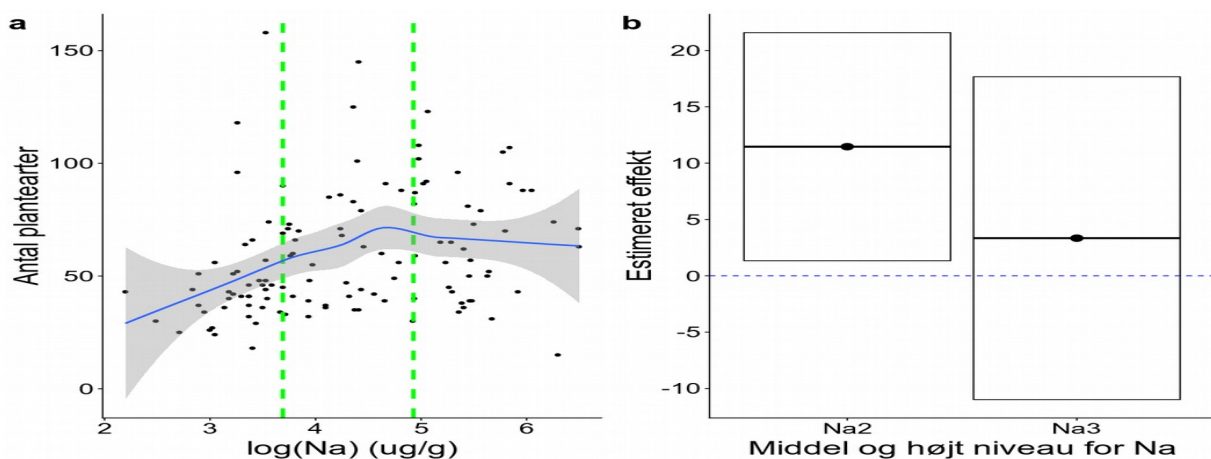


Fig. 13: a. Antallet af plantearter som funktion af logaritmen af Na i jord målt i ug/g for de 120 Biowide prøver.

Tendensen i observationerne er den blå linje og den grå skygge er konfidensintervallet. De grønne, stiplede linjer er hhv. 1. og 2. tertil. b. Den estimerede effekt på antallet af plantearter ved en ændring fra niveau til hhv. middel og højt niveau. Den midterste streg i hver boks repræsenterer effekten og toppen og bunden af boksen repræsenterer konfidensintervallet for estimatet. Den blå stiplede linje er 0, hvor der ingen effekt er af variabelen. ($n=120$)

Det ses på figur 14.a, at der er en tilnærmelsesvis, positiv lineær sammenhæng mellem indholdet af Na og antal af plantearter indtil lige før det højeste niveau af Na. Ved dette punkt stagnerer

artsantallet af planter. Høje koncentrationer af Na kan være negativ for væksten af planter grundet saltstress (Rasool et al. 2013). Dette kan forklare kurvens knæk. Konfidensintervallet for det højeste niveau er bredt, hvilket er en indikation på, at en lang række planter er tilpasset høje koncentrationer af Na grundet Danmarks mange kystnære områder (Vestergaard 2013).

Ratioen af C-isotoper

Der ses en ikke-signifikant, men dog positiv effekt af en ændring i isotopratioen af C til middel og højt niveau (figur 15.b). På figur 15.a ses det, at observationerne ligger meget ligeligt fordelt fra ca. -27,5 ‰ og ned.

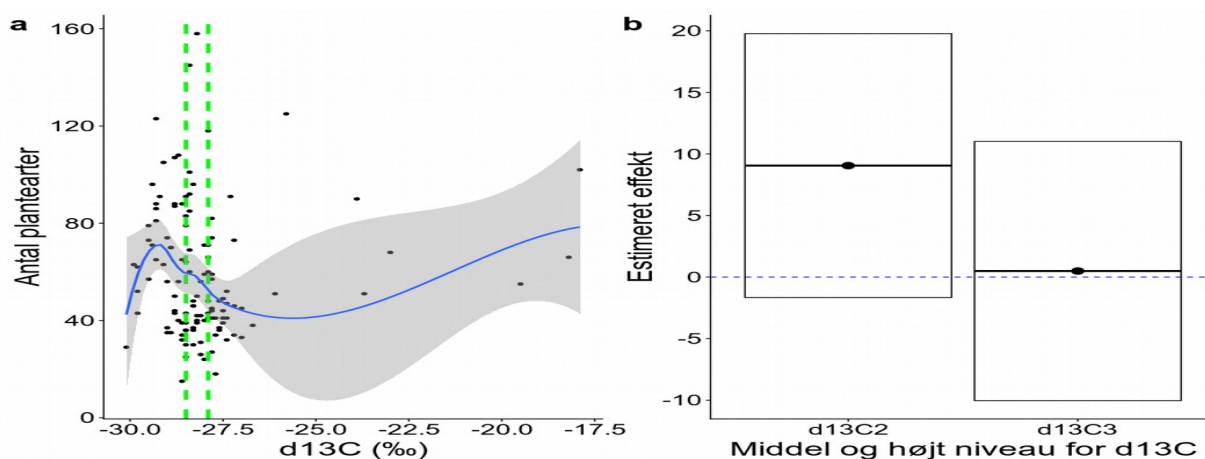


Fig. 15: a. Antallet af plantearter som funktion af $\delta^{13}\text{C}$ i jord målt i ‰ for de 120 Biowide prøver. Tendensen i observationerne er den blå linje og den grå skygge er konfidensintervallet. De grønne, stiplede linjer er hhv. 1. og 2. tertil. b. Den estimerede effekt på antallet af plantearter ved en ændring fra niveau til hhv. middel og højt niveau. Den midterste streg i hver boks repræsenterer effekten og toppen og bunden af boksen repræsenterer konfidensintervallet for estimatet. Den blå stiplede linje er 0, hvor der ingen effekt er af variabelen. ($n=120$)

Denne undersøgelse bruger hovedsagligt data fra naturlige områder, hvor man i Danmark ikke vil forvente, at der er meget få C4 planter, der primært findes naturligt i tørre og varme områder (Valeria and Santiago 2011). Det ses på figur 15.a, at klart de fleste af observationerne har $\delta^{13}\text{C}$ værdier på mellem (-30) til (-27). $\delta^{13}\text{C}$ værdien for C3 planter har netop en median værdi på (-27) (Newton 2016), og det passer med resultatet. De højere værdier kan stamme fra marker, hvor der har været dyrket majs, som er en C4 plante. I 2016 var 7% af det danske landbrugsareal majs (Statistikbanken 2016). Med et normalt sædskifte er det tænkeligt, at store dele af det danske samlede landbrugsareal har været beplantet med majs på et tidspunkt, og at dette kan spores i resultaterne fra isotopanalysen.

Opsummering af variabelnes effekter

Alle variable undtagen Cu viser en positiv effekt af en stigning fra det laveste niveau til det mellemste niveau. For pH, Ca og kulstofindholdet er effekten for det højeste niveau omtrent på størrelse med effekten for det mellemste niveau. For Mo, Fe, Na og $\delta^{13}\text{C}$ er effekten af det højeste niveau derimod mindre end effekten for det mellemste niveau. For Cu har både det mellemste niveau og det højeste niveau en negativ effekt på antallet af plantearter. For alle variable undtagen $\delta^{13}\text{C}$ er konfidensintervallet for effekten af det højeste niveau bredere end det for det mellemste niveau. Generelt er der altså større variation i antallet af plantearter i et område, hvis indholdet af variabelen ligger i det højeste niveau ift. det mellemste niveau.

Kan grundstoffer, pH og isotopratioer bestemme af biodiversitet?

Igennem denne opgaves teoretiske og analytiske undersøgelser er faktorer, der påvirker biodiversiteten, blevet kortlagt og påvist (fig. 16).

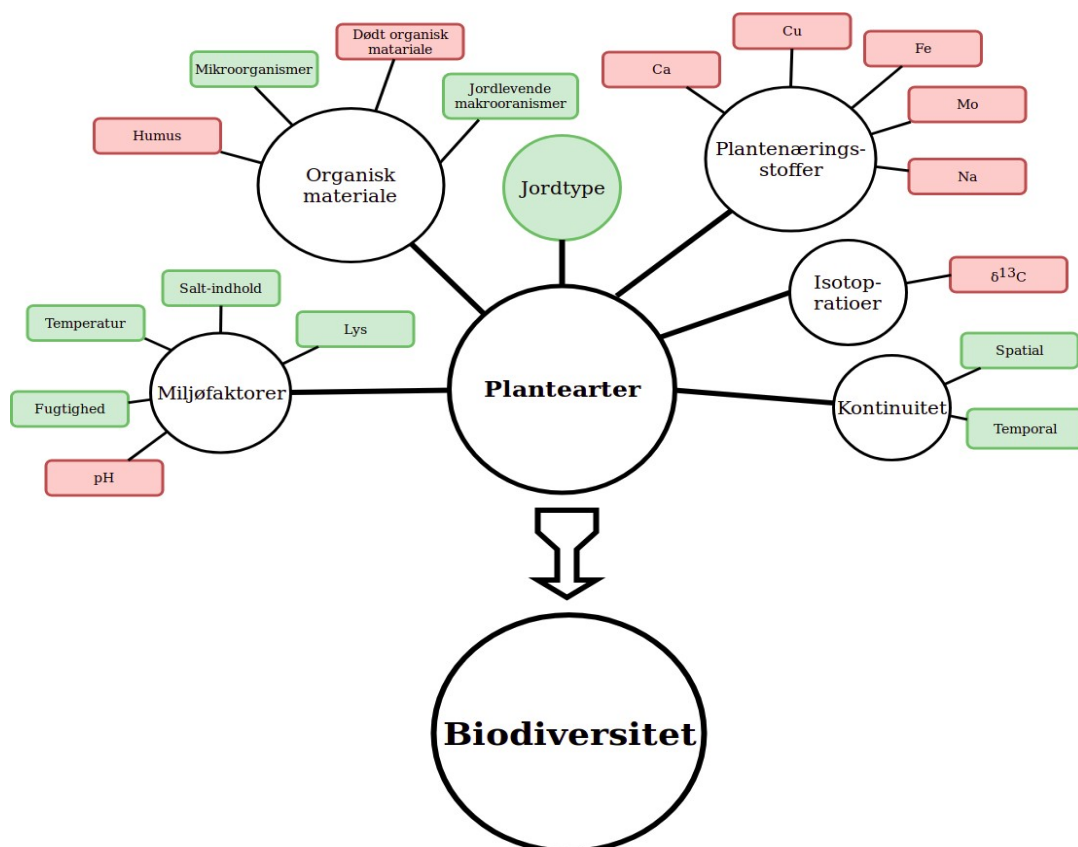


Fig. 16: Faktorer der har indflydelse på antallet af plantearter og derfor den samlede biodiversitet. Faktorer markeret med rødt er påvist gennem denne opgaves statistiske analyse, og faktorer markeret med grønt er påvist gennem teori.

I gennem analyser af miljøfaktorer, jordens organiske materiale, jordtypen, mængden af udvalgte plantenæringsstoffer og isotopratioer samt kontinuitet i tid og rum, kan man vurdere antallet af plantearter og derved den samlede biodiversitet. En model, der inkluderer pH, mængden af organisk stof, isotopratioen for kulstof og plantenæringsstoffer, Ca, Cu, Mo, Na og Fe, kan prædiktere 56% af variationen i antallet af plantearter. Der er dog flere vigtige kritikpunkter at adressere, før denne konklusion blot godtages.

For det første bygger dette projekt på en antagelse om, at antallet af plantearter er en god indikator for den samlede biodiversitet. Det er det til en vis grad (Blaauw and Isaacs 2014), men der går samtidig vigtig information tabt, ved valget af et så simpelt mål for biodiversitet. Feld et al. (2009) vurderer eksempelvis, at antallet af plantearter ikke nødvendigvis er sigende for selve funktionen af økosystemet. For at vurdere dette skal flere faktorer, såsom indikatorværdier for de enkelte arter og deres genetiske diversitet medtages. Ejrnæs (2018) konkluderer, at nok er antallet af plantearter et rimeligt mål for biodiversitet, men det gøres markant stærkere, når der inkluderes specifikke miljøfaktorer, der knytter sig til de forskellige arter.

Selve ekstraktionen af jordprøverne i de kemiske analyser er foretaget med ammoniumacetat, der er en svag syre. Det betyder sandsynligvis, at alle de plantetilgængelige næringsstoffer i jorden ikke kommer til udtryk i analysen, idet planter kan producere rødsudater, der kan opløse hårdere bundne næringsstoffer (Martin and Marschner 1988). Derudover er det meget forskelligt, hvilke metoder, der bruges til at analysere jord, afhængigt af, hvilket næringsstof, der ønskes at undersøges (Benton Jones 2001). Hvis der var brugt en anden metode i dette projekt ville resultatet blive anderledes. Det vigtige i denne opgave er dog ratioerne mellem næringsstofferne, og den vil med al sandsynlighed være den samme uafhængig af ekstraktionsmetoderne.

Modellen kan forklare 56% af forsøgets data. Der er altså en stor del af variationen, der bliver anset som tilfældig variation. Med en så stor tilfældig variation er det klart, at metoden ikke kan give et fyldestgørende billede af antallet af plantearter. Det er dog sandsynligt, at den kan supplere allerede etablerede biodiversitetsmetoder, idet den er simpel, billig og objektiv.

Konklusion

Formålet med denne opgave er, at kortlægge faktorer der har påvirkning på biodiversiteten. Det er gennem projektet gjort dels teoretisk og dels gennem statistiske analyser af antallet af plantearter som funktion af udvalgte kemiske markører i jorden.

Konklusionen på projektet er:

- Antallet af plantearter er en udmærket indikator for den samlede biodiversitet på tværs af taxonomiske grupper. Antallet af plantearter er nært knyttet til pH, mængden af organisk materiale, jordtype, fugtighed, saltindhold, temperatur og lysforhold.
- Det er i høj grad de samme faktorer, der styrer tilgængeligheden af plantenæringsstoffer i jorden. I særdeleshed er pH, jordtype og jordens kulstofindhold afgørende for plantetilgængeligheden af næringsstoffer.
- I dette projekt er der udarbejdet en model med variablene pH, kulstofindhold, isotopratioen af C samt indholdet af plantenæringsstofferne Ca, Cu, Fe, Mo og Na. Denne model har ifølge analysen den højeste prædiktionsværdi, uden at datamaterialet overparametriseres. Ud fra modellen er det muligt at prædiktere 56% af variationen i plantearter.
- Metoden fra dette projekt kan være et nyttigt supplement til allerede eksisterende biodiversitetsmetoder.

Perspektivering

Implementering af modellen

Slutmodellen kan prædiktere 56% af variationen i antallet af plantearter. Umiddelbart virker det ikke som et imponerende resultat, men det kommer i høj grad an på, hvad formålet med en fremtidig biodiversitetsanalyse er. Hvis formålet er, at finde ud af en præcist hvor mange arter, der er inden for et defineret område, vil brug af dette projekts metode ikke være særligt brugbar. Til det vil en grundig, manuel artsinventering sandsynligvis give et bedre resultat. Hvis formålet derimod er, at vurdere ændringer i antallet af plantearter og derigennem biodiversitet hen over større arealer kan modellen vise sig nyttig. I modellen er der klart definerede faktorer med præcise mål for, hvordan ændringer i dem påvirker antallet af plantearter. Sammenlignet med manuel artsinventering er det hurtigt og billigt at tage en jordprøve og derudfra vurdere artsantallet af planter. Det er muligt, at tage jordprøver fra et stort antal områder indenfor det areal, man ønsker undersøgt og få et mere fyldestgørende billede af hele området. Dertil kommer, at det er nemt at tage prøver hen over tid, så man kan følge med i udviklingen af et område.

På markedet er der en lang række forskellige produkter, udviklet til at måle pH, fugtighed og lys i realtid gennem sensorer f.eks. fra firmaerne IRROMETER Company og Pessi Instruments. Derudover forskes der i forskellige måder at registrere næringsstofsverdier i jorden. Eksempelvis har Lobsey, Rossel, and McBratney (2010) haft nogen succes med at bruge elektrokemiske sensorer til at vurdere næringsstofstilgængelighed. Indtil videre er metoderne primært brugt i landbruget, men i kombination med modellen fra dette forsøg er der potentiale i, at bruge sensorer til at overvåge ændringer i biodiversitet i realtid og give mulighed for at gribe ind meget hurtigt, ved u hensigtsmæssige ændringer.

Fremtidige projekter

I og med at modellen ikke prædikterer en større andel af variationen, er der en række faktorer, der er relevante at undersøge i forbindelse med videreudvikling af modellen.

Det vil være relevant at lave artsinventering af planter på et repræsentativt udsnit af prøvefladerne fra Biowide samt på en række nye lokationer, som modellen kan testes på. Derved kan modellens prædiktionskraft valideres. Derudover vil det være interessant, at lave manuel kvantificering af plantearter i kombination med jordanalyser af udvalgte områder over tid. På denne måde kan det testes, om ændringer i antallet af planter kan prædikteres af ændringer i indholdet i jorden af

modellens variable. Det er muligt, at en ændring i miljøpåvirkninger eller gennem forurening kan opdages ved brug af modellen, før det giver udslag i en ændring i antallet af plantearter.

I forbindelse med artsinventeringen af planter vil være hensigtsmæssigt at tage prøver af plantematerialet og analysere indholdet af næringsstoffer i dem. Herved kan forbindelsen mellem optag og tilgængelighed af plantenæringsstoffer vurderes, og være med til at give en bedre forståelse af modellen.

Det er oplagt, at teste modellen på de andre taksonomiske grupper af organismer i Biowide projektet. Hvis en sådan test har en prædiktionsværdi på omkring de 56%, vil antagelsen om, at planter er en god indikator for den overordnede biodiversitet, godtages. Hvis dette ikke viser sig at være tilfældet, kan der laves modelselektion på de andre grupper af organismer, og modellen kan præciseres og udbygges.

Literaturliste

- Adel, Mohammad Naghi, Hassan Pourbabaei, and Daniel C Dey. 2014. "Ecological Species Group —Environmental Factors Relationships in Unharvested Beech Forests in the North of Iran." *Ecological Engineering* 69 (August): 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.008>.
- Barber, Stanley A. 1995. *Soil Nutrient Bioavailability, a Mechanistic Approach*. 2. ed. New York: Wiley.
- Bartelheimer, Maik, and Peter Poschlod. 2016. "Functional Characterizations of Ellenberg Indicator Values - a Review on Ecophysiological Determinants." Edited by Carly Stevens. *Functional Ecology* 30 (4): 506–16. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12531>.
- Benton Jones, J. 2001. *Laboratory Guide for Conducting Soil Tests and Plant Analysis*. Scitech Book News. Vol. 25. Portland: Ringgold Inc.
- Blaauw, Brett R., and Rufus Isaacs. 2014. "Larger Patches of Diverse Floral Resources Increase Insect Pollinator Density, Diversity, and Their Pollination of Native Wildflowers." *Basic and Applied Ecology* 15 (8): 701–11. <https://doi.org/10.1016/J.BAAE.2014.10.001>.
- Brunbjerg, Ane Kirstine. 2019. "De Nyeste Forskningsresultater Indenfor Dansk Biodiversitet." In *De Nyeste Forskningsresultater Indenfor Dansk Biodiversitet*, 21. Herning: Århus Universitet.
- Brunbjerg, Ane Kirstine, Hans Henrik Bruun, Lars Broendum, Aimee T Classen, Kaare Fog, Tobias G Froeslev, Irina Goldberg, et al. 2017. "A Systematic Survey of Regional Multitaxon Biodiversity: Evaluating Strategies and Coverage." *BioRxiv*, June, 158030. <https://doi.org/10.1101/158030>.
- Brunbjerg, Ane Kirstine, Hans Henrik Bruun, Jesper Erenskjold Moeslund, Jonathan P. Sadler, Jens Christian Svenning, and Rasmus Ejrnæs. 2017. "Ecospace: A Unified Framework for Understanding Variation in Terrestrial Biodiversity." *Basic and Applied Ecology* 18: 86–94. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2016.09.002>.
- Delong Don C. 1996. "Defining Biodiversity." *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)* 24 (4): 738–49.
- Ejrnæs, Rasmus, ed. 2018. "Proceedings Til Konferencen Biowide - Hvad Har vi Lært Af 4 Års Naturforskning?" In *Proceedings Til Konferencen Biowide - Hvad Har vi Lært Af 4 Års Naturforskning?*, 70. Aarhus Universitet.
- Feld, Christian K., Pedro Martins da Silva, Josã© Paulo Sousa, Francesco de Bello, Rob Bugter, Ulf Grandin, Daniel Hering, et al. 2009. "Indicators of Biodiversity and Ecosystem Services: A Synthesis across Ecosystems and Spatial Scales." *Oikos* 118 (12): 1862–71. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.17860.x>.
- Foth, H. D., and Boyd G. Ellis. 1997. *Soil Fertility*. CRC Lewis.

- GEUS. 2013. "Jordbundsudvikling i Danske Landskaber." 2013. <http://geocenter.dk/xpdf/geoviden-4-2013.pdf>.
- Gyldenkærne, Steen, and Mogens Greve. 2015. "Teknisk Rapport for Bestemmelse Af Drivhusgasudledning Ved Udtagning/Ekstensivering Af Landbrugsjorde På Kulstofrige Lavbundsjorde." 2015. https://naturstyrelsen.dk/media/135946/udtagning-af-kulstofrige-lavbunds-jorder_teknisk-rapport_ver-20april2015.pdf.
- Hill, D., M. Fasham, G. Tucker, M. Shewry, and P. Shaw, eds. 2006. *Handbook of Biodiversity Methods: Survey, Evaluation and Monitoring. Choice Reviews Online*. 9th ed. Vol. 43. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.5860/CHOICE.43-5277>.
- Jacobsen, N. Kingo. 1992. "Jordatlas over Danmark." In .
- Knudsen, Troels. 2008. "Danmarks Forbrug Af Handelsgødning 2007/2008." 2008. https://lbt.dk/fileadmin/user_upload/NaturErhverv/Filer/Landbrug/Handelsgoedning/Danmarks_salg_af_handelsgoedning_2007_2008_1_.pdf.
- Laursen, Kristian H., Jan K. Schjoerring, Jørgen E. Olesen, Margrethe Askegaard, Ulrich Halekoh, and Søren Husted. 2011. "Multielemental Fingerprinting as a Tool for Authentication of Organic Wheat, Barley, Faba Bean, and Potato." *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 59 (9): 4385–96. <https://doi.org/10.1021/jf104928r>.
- Lobsey, C.R., R.A. Viscarra Rossel, and A.B. McBratney. 2010. "Proximal Soil Nutrient Sensing Using Electrochemical Sensors." In *Proximal Soil Sensing*, 77–88. Dordrecht: Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-90-481-8859-8_6.
- Martin, M. H., and H. Marschner. 1988. "The Mineral Nutrition of Higher Plants." *The Journal of Ecology* 76 (4): 1250. <https://doi.org/10.2307/2260650>.
- McDonald, M.R. 2010. "Management of Organic Soils." 2010. <http://www.omafra.gov.on.ca/english/crops/facts/93-053.htm>.
- Miljøministeriet. 1992. "Strategi for de Danske Naturskove Og Andre Bevaringsværdige Skovtyper." 1992. https://naturstyrelsen.dk/media/nst/67064/Naturskovsstrategien_1992.pdf.
- Miljøstyrelsen. 1997. "Bilag A: Analysemetoder Anvendt Ved Jordkarakterisering." 1997. <https://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2000/87-7944-097-5/html/bil01.htm>.
- Newton, Jason. 2016. "Stable Isotopes as Tools in Ecological Research." *ELS*, no. September: 1–8. <https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0021231.pub2>.
- Osman, Khan Towhid. 2013. "Organic Matter of Forest Soils." In *Forest Soils*, 63–76. Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-02541-4_4.
- Perry, Leonard. 2003. "PH for the Garden." 2003. <http://pss.uvm.edu/ppp/pubs/oh34.htm>.
- Rasmussen, Kjeld. 1992. "Jordbunden i Danmark." 1992. <https://geologi.snm.ku.dk/museumsbutik/varv/register/stor/19921s.pdf>.

- Rasool, Saiema, Asiya Hameed, M. M. Azooz, Muneeb-u-Rehman, T. O. Siddiqi, and Parvaiz Ahmad. 2013. "Salt Stress: Causes, Types and Responses of Plants." In *Ecophysiology and Responses of Plants under Salt Stress*, 1–24. New York, NY: Springer New York.
https://doi.org/10.1007/978-1-4614-4747-4_1.
- Rockström, Johan, Will Steffen, Kevin Noone, Åsa Persson, F. Stuart Chapin, Eric F. Lambin, Timothy M. Lenton, et al. 2009. "A Safe Operating Space for Humanity." *Nature* 461 (7263): 472–75. <https://doi.org/10.1038/461472a>.
- Scherber, Christoph, Nico Eisenhauer, Wolfgang W. Weisser, Bernhard Schmid, Winfried Voigt, Markus Fischer, Ernst-Detlef Schulze, et al. 2010. "Bottom-up Effects of Plant Diversity on Multitrophic Interactions in a Biodiversity Experiment." *Nature* 468 (7323): 553–56.
<https://doi.org/10.1038/nature09492>.
- Schulte, E.E, and K.E Kelling. 1999. "Soil and Applied Copper." *Understanding Plant Nutrients*. 1999. <http://corn.agronomy.wisc.edu/Management/pdfs/a2527.pdf>.
- Statistikbanken. 2016. "Det Dyrkede Areal Efter Afgrøde, Enhed Og Tid."
- The National Wildlife Federation. 2008. "Ecosystem Services." 2008.
<https://www.nwf.org/Educational-Resources/Wildlife-Guide/Understanding-Conservation/Ecosystem-Services>.
- Valeria, Maria, and Carlos Santiago. 2011. "C4 Plants Adaptation to High Levels of CO2 and to Drought Environments." In *Abiotic Stress in Plants - Mechanisms and Adaptations*. InTech.
<https://doi.org/10.5772/24936>.
- Vestergaard, Pter. 2013. "Tilpasninger Til Høj Saltholdighed." *Naturen i Danmark*. 2013.
http://denstoredanske.dk/Naturen_i_Danmark/Det_åbne_land/Naturtyperne_i_det_åbne_land/Strandengskysterne/Strandengsplanternes_tilpasninger/Tilpasninger_til_høj_saltholdighed.
- Voigt, Steen. 2015. "Stigende Indhold Af Kobber Og Zink i Landbrugsjord." 2015. <http://dce.au.dk/aktuelt/nyheder/nyhed/artikel/stigende-indhold-af-kobber-og-zink-i-landbrugsjord/>.
- Wassilieff, Maggy. 2007. "Forest Succession and Regeneration - Forest Succession." 2007.
<http://www.teara.govt.nz/en/diagram/11898/stages-of-forest-succession>.

Bilag

Bilag 1

Oversigt over de forskellige typer af prøveområder I Biowide projektet.

Kategori	stratum	Antal områder
Kultiveret	Dyrket mark	5
Kultiveret	Græsmark	5
Kultiveret	Brakmark	5
Kultiveret	Plantage	15
Hotspots	NA	10
Naturlig	Early/Dry/Poor	5
Naturlig	Mid/Dry/Rich	5
Naturlig	Late/Dry/Rich	5
Naturlig	Early/Moist/Rich	5
Naturlig	Mid/Moist/Rich	5
Naturlig	Fertile/Moist/Late	5
Naturlig	Fertile/Wet/Early	5
Naturlig	Fertile/Wet/Mid	5
Naturlig	Fertile/Wet/Late	5
Naturlig	Infertile/Dry/Early	5
Naturlig	Infertile/Dry/Mid	5
Naturlig	Infertile/Dry/Late	5
Naturlig	Infertile/Moist/Early	5
Naturlig	Infertile/Moist/Mid	5
Naturlig	Infertile/Moist/Late	5
Naturlig	Infertile/Wet/Early	5
Naturlig	Infertile/Wet/Mid	5
Naturlig	Infertile/Wet/Late	5

Bilag 2

Oversigt over de tre højeste værdier indenfor hver variabel. For hver observation er prøvenummer, lokation, område, stratum, jordtype og værdi angivet.

Variabel	Site	Lokation	Område	Stratum	Jordtype	Værdi
Planter (antal)	126	Høvblege	Møn	Mid/Dry/Rich	Sandet/leret	158
	89	Eskebjerg Vesterlyng	Vestsjælland	Early/Moist/Poor	Sandet	145
	94	Røsnæs Krat	Vestsjælland	Mid/Dry/Rich	Sandet	125
pH	71	Bjergfald	Vejle	Late/Dry/Rich	Leret	7,8
	10	Kællingdal	Thy	Early/Dry/Rich	Sandet/leret	7,7
	127	Timesø Bjerg	Møn	Late/Dry/Rich	Leret	7,7
TotalC (%)	99	Avnsø	Midtsjælland	Late/Moist/Poor	Organisk	49
	112	Stævningen	Fyn	Mid/Wet/Poor	Organisk	49
	50	Gråbjerg Mose	Draved	Late/Wet/Poor	Organisk	49
Ca (ug/g)	104	Bimosen	Midtsjælland	Mid/Moist/Poor	Organisk	15658
	118	Søholt	Lolland	Mid/Wet/Rich	Organisk	15042
	116	Fuglse Mose	Lolland	Late/Wet/Poor	Organisk	15004
Cu (ug/g)	114	Løgnor	Lolland	Late/Dry/Poor	Sandet/leret	0,53
	104	Bimosen	Midtsjælland	Mid/Moist/Poor	Organisk	0,48
	79	Melby Hede	Nordsjælland	Early/Dry/Poor	Sandet	0,23
Mo (ug/g)	101	Frederikskilde Skov	Midtsjælland	Late/Wet/Rich	Organisk	0,19
	104	Bimosen	Midtsjælland	Mid/Moist/Poor	Organisk	0,16
	60	Strandkær	Mols	Mid/Moist/Rich	Sandet	0,13
Fe (ug/g)	13	Tømmerby Fjord	Thy	Late/Wet/Poor	Sandet	43
	70	Gjessøvej	Silkeborg	Late/Wet/Poor	Organisk	42
	23	Høstemark Sumpskov	Himmerland	Late/Wet/Rich	Organisk	24
Na (ug/g)	125	Bussemarke Sø	Møn	Early/Wet/Rich	Sandet/leret	662
	85	Ellemose	Nordsjælland	Mid/Wet/Rich	Organisk	658
	74	Randers Fjord	Vejle	Mid/Wet/Rich	Organisk	542
$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	71	Bjergfald	Vejle	Late/Dry/Rich	Leret	-17,9
	10	Kællingdal	Thy	Early/Dry/Rich	Sandet/leret	-18,2
	127	Timesø Bjerg	Møn	Late/Dry/Rich	Leret	-19,5

Bilag 3

Oversigt over de tre laveste værdier indenfor hver variabel. For hver observation er prøvenummer, lokation, område, stratum, jordtype og værdi angivet.

Variabel	Site	Lokation	Område	Stratum	Jordtype	Værdi
Planter (antal)	74	Randers Fjord	Vejle	Mid/Wet/Rich	Organisk	15
	97	Suserup Skov	Midtsjælland	Late/Dry/Rich	Sandet/leret	18
	62	Urfuglebakken	Silkeborg	Early/Dry/Poor	Sandet/leret	24
pH	83	Maglemose	Nordsjælland	Late/Wet/Poor	Organisk	3,06
	52	Damvej	Draved	Plantage	Sandet	3,25
	22	Høstemark Engskov	Himmerland	Late/Moist/Rich	Organisk	3,37
TotalC (%)	3	Råbjerg Mile	Vendsyssel	Early/Wet/Poor	Sandet	0,5
	2	Uggerby Strand	Vendsyssel	Early/Wet/Rich	Sandet	0,5
	122	Ulvshale Klit	Møn	Early/Dry/Poor	Sandet	0,6
Ca (ug/g)	3	Råbjerg Mile	Vendsyssel	Early/Wet/Poor	Sandet	53
	90	Eskebjerg Enghave	Vestsjælland	Early/Wet/Poor	Sandet	61
	1	Råbjerg Kirke	Vendsyssel	Early/Dry/Poor	Sandet	61
Cu (ug/g)	84	Toggerup Tørvemose	Nordsjælland	Mid/Wet/Poor	Organisk	0,0013
	35	Stråsø Plantage	Ulfborg	Plantage	Sandet	0,0038
	9	Tversted Plantage	Vendsyssel	Plantage	Sandet	0,0039
Mo (ug/g)	10	Kællingdal	Thy	Early/Dry/Rich	Sandet/leret	0,00018
	18	Østerild	Thy	Early/Moist/Rich	Sandet	0,00067
	84	Toggerup Tørvemose	Nordsjælland	Mid/Wet/Poor	Organisk	0,0022
Fe (ug/g)	4	Kjærsgård	Vendsyssel	Dyrket mark	Sandet	1,0
	75	Svinholt	Vejle	Brakmark	Sandet/leret	1,1
	1	Råbjerg Kirke	Vendsyssel	Early/Dry/Poor	Sandet	1,2
Na (ug/g)	103	Fuglebjerg	Midtsjælland	Dyrket mark	Leret	9
	73	Brøndsted Fælled	Vejle	Græsmark	Sandet/leret	12
	129	Hegnede Bakke	Møn	Græsmark	Leret	15
$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	64	Mossø	Silkeborg	Early/Moist/Rich	Organisk	-29,8
	118	Søholt	Lolland	Mid/Wet/Rich	Organisk	-29,8
	117	Skelsnæs	Lolland	Late/Wet/Rich	Organisk	-29,8

Bilag 4

Tabel 2 (Laurson et al. 2011)

pH	Mg (ug/g)	P (ug/g)	Ca (ug/g)	Fe (ug/g)	Mn (ug/g)	Cu (ug/g)	Na (ug/g)
6,0	48	32	1490	2,4	2,8	0	13,6

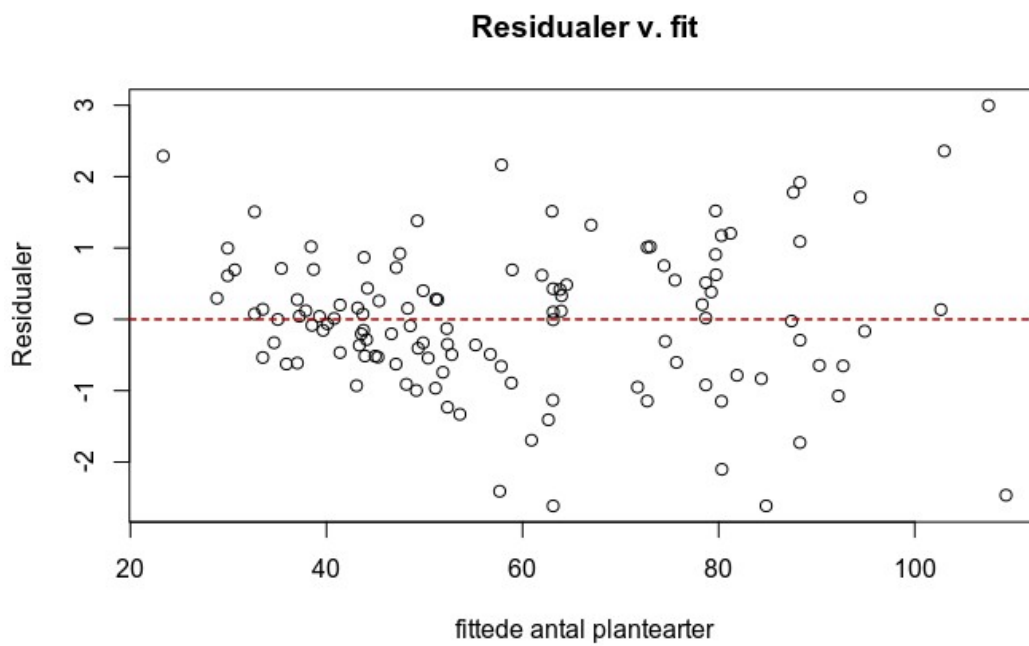
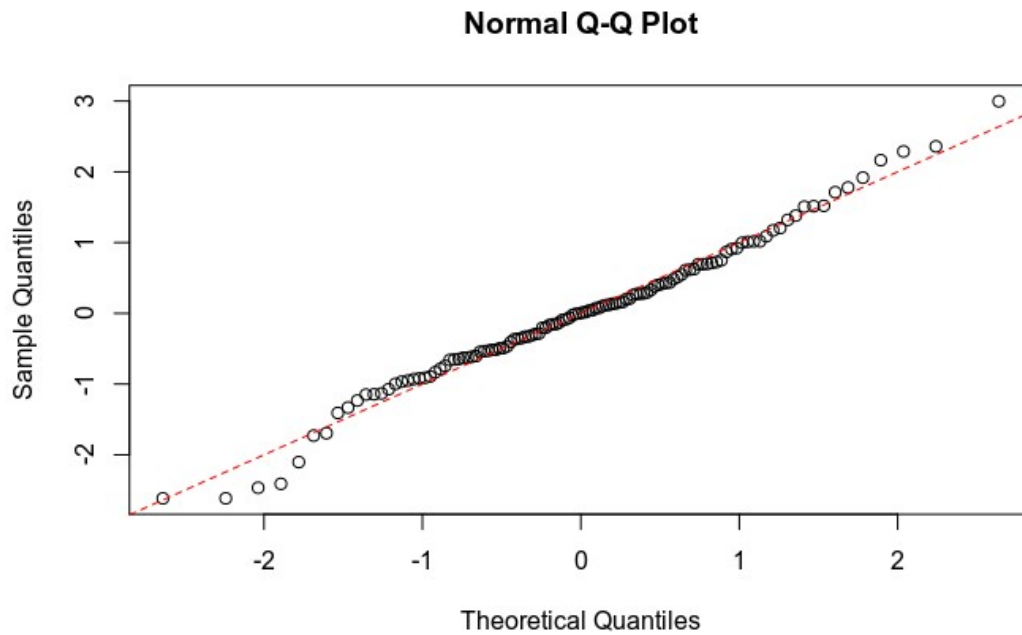
Bilag 5

Variablernes inddeling i niveauer

Variabel	Lavt niveau	Middel niveau	Højt niveau
pH	3,1 - 4,4	4,5 - 5,6	5,7 - 7,8
TotalC (%)	0,5 - 4,0	4,1 - 14,4	14,5 - 49
$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	(-30) - (-29)	(-29) - (-28)	(-28) - (-18)
Ca (ug/g)	17,9 - 253	254 - 2002	2003 - 15658
Na (ug/g)	9,1 - 40	41 - 138	139 - 662
Fe (ug/g)	1,0 - 2,5	2,6 - 6,3	6,4 - 43
Mo (ug/g)	0,00018 - 0,011	0,012 - 0,022	0,023 - 0,19
Cu (ug/g)	0,0014 - 0,040	0,041 - 0,090	0,91 - 0,53

Bilag 6

Plots over hhv. normalfordelingen og residualerne i analysen



Bilag 7

Site	Lokation	Område	TotalC (%)	Jordtype	Antal plantearter
99	Avnsø	Midtsjælland	49	Organic	56
112	Stævningen	Fyn	49	Organic	56
56	Hestehaven	Mols	49	Organic	56
50	Gråbjerg Mose	Draved	49	Organic	50
83	Maglemose	Nordsjælland	48	Organic	39
111	Nybomose	Fyn	48	Organic	45
108	Iglesø	Fyn	47	Organic	31
61	Langemose	Mols	47	Organic	36
117	Skelnæs	Lolland	47	Organic	43
84	Toggerup Tørvemose	Nordsjælland	46	Organic	38
22	Høstemark Engskov	Himmerland	45	Organic	50
118	Søholt	Lolland	45	Organic	52