



UPPSALA
UNIVERSITET

UPTEC W 19048

Examensarbete 30 hp
September 2019

Analys av olika metoder för att uppskatta olika livsmedels effekt på kvävecykeln

Kristina Abrahamsson

REFERAT

Analys av olika metoder för att uppskatta olika livsmedels effekt på kvävecykeln

Kristina Abrahamsson

Intensifiering av jordbruket globalt har lett till förhöjda halter reaktivt kväve (N_r) i omlopp på jorden. Användningen av stora mängder av framförallt handelsgödselkväve har rubbat balansen mellan reaktivt kväve och icke reaktivt kväve i kvävecykeln, vilket orsakar stora problem i form av övergödning. För att motverka denna negativa miljöpåverkan är det viktigt att uppmärksamma både makthavare och konsumenter på problemen och redovisa vilken påverkan som sker vid produktion av olika livsmedel. Detta så att konsumenter har möjlighet göra hållbara val vid köp av livsmedel och så att ett hållbart jordbruk kan utvecklas. För att beräkna ett livsmedels påverkan på kvävecykel kan flera olika metoder användas. I denna studie analyseras indikatorerna kväveeffektivitet (NUE), kvävefotavtryck samt övergödningspotential för att undersöka vilken av indikatorerna som lämpar sig bäst för konsumentvägledning. NUE definieras som N_{ut}/N_{in} och beräknar hur stor andel av inflödet av N som kommer ut i slutprodukten. Kvävefotavtrycket beräknas som $(N_{in}-N_{ut})$ per kg produkt och övergödningspotential som utsläpp av olika övergödande ämnen per kg produkt. Indikatorerna applicerades på olika svenska livsmedel samt sojabönor från Brasilien och resultatet visade på att högst övergödningspotential och kvävefotavtryck fås för kött från kyckling, gris och nötkreatur. För samma indikatorer beräknades lägst potential och fotavtryck för gurka, tomat och morot. NUE beräknades vara högst för gurka på 0,90 och lägst för hallon och jordgubbe på 0,05 samt 0,08. Vid jämförelse av indikatorerna fastställdes att kvävefotavtrycket är bäst lämpad för konsumentvägledning eftersom resultatet är lättförståeligt och det kan kopplas till specifika miljöproblem så som övergödning. Övergödningspotentialen är också en lättförståelig indikator men N som resurs analyseras inte. Indikatorn kräver också mycket data som kan vara svår att få tag på för produkter som produceras i andra länder. Resultatet av NUE är lite mer komplicerat och indikatorn kan passa bättre som ett mått på hur kväveeffektivt en gård eller land är och därav lämpar sig indikatorn bättre för bönder och makthavare än konsumenter.

Nyckelord: Kväveeffektivitet, kvävefotavtryck, övergödningspotential

Institutionen för Energi och Teknik, Sveriges Lantbruksuniversitet, Lennart Hjelm's väg 9, SE-75007 Uppsala, Sverige. ISSN 1401-5765.

ABSTRACT

An analysis of different methods used for estimating different food products effect on the nitrogen cycle

Kristina Abrahamsson

The amount of reactive nitrogen in the environment has increased as food production has intensified. A disrupted balance between reactive and non-reactive nitrogen can lead to a destabilisation of the state that the earth system is currently in. In order to create a sustainable agriculture, it is important to inform politicians and consumers about the impact on the nitrogen cycle associated with different food products in order to enable sustainable food choices. The objective of this study was to find an indicator that present the effect on the nitrogen cycle in food production and can be used for consumer guidance. The indicators evaluated in this study were Nitrogen Use Efficiency (NUE), the nitrogen footprint and eutrophication potential. NUE is calculated by dividing N_{out} by N_{in} . The nitrogen footprint is defined as the amount of reactive nitrogen released to the environment per product unit and is calculated as $(N_{in}-N_{out})$ per kg product. The indicator eutrophication potential calculates the amount of substances that can lead to eutrophication and is expressed per kg product. The results show that chicken, pig and beef have the highest eutrophication potential as well as nitrogen footprint. The lowest eutrophication potential and nitrogen footprint was found for cucumber, tomato and carrot. The highest NUE was calculated for cucumber with a value of 0,90 and the lowest was found for raspberries (0,05) and strawberries (0,08). The indicator that is recommended for consumer guidance after analysis is the nitrogen footprint because it is easy to understand, and the result can connect to specific problems such as eutrophication. The eutrophication potential is also easy to understand, however the use of nitrogen as a resource is not considered and it could be a problem to find data for products produced in other countries. The result from NUE is a bit more complicated for consumers to understand and the indicator might be more useful for politicians and farmers than for consumer guidance.

Keyword: Nitrogen Use Efficiency, nitrogen footprint, eutrophication potential

*Department of Energy and Technology, Swedish University of Agricultural Science,
Lennart Hjelms väg 9, SE-75007 Uppsala, Sweden. ISSN 1401-5765.*

FÖRORD

Detta examensarbete sätter punkt för en femårig studietid på civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet. Arbetet har utförts på Sveriges lantbruksuniversitet och handledare har varit Hanna Karlsson. Ämnesgranskare för arbetet har varit Elin Röö. Båda vid institutionen för energi och teknik vid Sveriges lantbruksuniversitet.

Jag vill först och främst tacka min handledare och ämnesgranskare, Hanna och Elin, som har hjälpt mig på vägen i detta arbete. De har med sitt engagemang och erfarenhet både inspirerat och stöttat mig. Jag även rikta ett stort tack till Emma Moberg som har hjälpt mig med data, fungerat som ett bollplank och underlättat mitt arbete enormt. Jag är också mycket tacksam mot Kajsa Henryson, Johan Karlsson och Pernilla Tidåker på institutionen för energi och teknik på SLU samt Klara Löfkvist på RISE som alla har svarat på frågor och väglett mig. Slutligen vill jag tacka min sambo och vänner, vars stöd på både bättre och sämre dagar har varit ovärderligt. Tack alla ni som peppat och spridit glädje under arbetet av detta projekt men också under hela denna studietid.

Copyright © Kristina Abrahamsson och Institutionen för energi och teknik, Lantbrukets teknik och system, Sveriges Lantbruksuniversitet.

UPTEC W 19048, ISSN 1401-5765

Publicerad digital vid Institutionen för geovetenskaper, Geotryckeriet, Uppsala universitet, Uppsala, 2019

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

I takt med att befolkningen på jorden har ökat så har jordbruket intensifierats. En process som varit avgörande för jordbrukets tillväxt är Haber-Bosch processen. Denna process används för att producera handelsgödsel och går ut på att kvävgas, som finns i atmosfären, omvandlas till reaktivt kväve. Reaktivt kväve är essentiellt för livet på jorden eftersom det är denna form av kväve som kan tas upp av växter och organismer och som vi människor får i oss när vi äter mat. Kväve är ett näringsämne som finns i aminosyror i protein som bygger upp kroppen, vilket innebär att det är ett ämne man inte skulle kunna klara sig utan.

I jordbruket gödslas jordarna med handelsgödsel och organisk gödsel (t.ex. stallgödsel) som innehåller reaktivt kväve och som växterna kan ta upp för att växa. Det är dock mycket kväve som aldrig tas upp av växten utan istället läcker ut i vattendrag eller ombildas till olika gasformer och försvinner ut i atmosfären. Även i svinnet som uppkommer från åker till butik vid produktion av livsmedel förloras en del kväve från livsmedelssystemet. Reaktivt kväve som sprids i miljön kan i för stora mängder orsaka skada och leda till bland annat övergödning som i sin tur kan leda till fiskdöd och vattenförgiftning. I och med det ökade jordbruket så har det reaktiva kvävet i miljön ökat vilket nu är ett stort problem runt om i världen.

För att beräkna hur mycket ett enskilt livsmedel påverkar miljön med utsläpp av reaktivt kväve kan olika metoder användas. Denna studie undersökte tre olika metoder som är utvecklade för detta ändamål. Dessa applicerades på svenska livsmedel för att undersöka vilken metod som lämpar sig bäst för konsumentvägledning. Den första indikatorn, kväveeffektivitet (*Nitrogen Use Efficiency*, NUE), beräknades genom att dividera mängden kväve i livsmedlet i butik och mängden kväve som kan återanvändas från svinnet samt gödsel med den mängd kväve som tillfördes till åkern för att producera denna produkt. Resultatet visar på hur stor del av kvävet som man tillför som kommer ut i användbar produkt.

Den andra indikatorn som undersöktes var kvävefotavtrycket som i tidigare studier har definieras som mängden reaktivt kväve som släpps ut till miljön per kg produkt. Fotavtrycket beräknades genom att subtrahera mängden kväve i produkt i butik samt kväve i den del av svinnet och gödsel som kan återanvändas från mängden kväve som

tillfördes åkern och sedan dividera med kg produkt. Resultatet visar alltså hur mycket kväve som försvunnit under produktion av ett livsmedel per kg produkt.

Den tredje metoden som beräknades var övergödningspotential. För denna indikator beräknades mängden utsläppta övergödande ämnen under produktion av ett livsmedel per kg produkt. Emissioner och utlakning av kväve och fosfor till luft och vatten från åkern beräknades samt utsläpp av kväve i djurhållningen. Resultatet visar på hur mycket övergödande ämnen som släpps ut vid produktion av ett livsmedel per kg produkt.

Indata hämtades från rapporter samt tidigare studier och indikatorerna tillämpades på 27 olika vegetabiliska produkter samt ägg och kött från kyckling, gris och nötkreatur. Efter beräkningar visade resultatet på att kött från kyckling, gris och nötkreatur har högst övergödningspotential och kvävefotavtryck. Lägst övergödningspotential och kvävefotavtryck hade morot, tomat och gurka. Lägst NUE hade jordgubbe tillsammans med hallon, medan gurka hade högst NUE.

Kvävefotavtrycket ansågs vara bäst lämpad för konsumentvägledning eftersom det är en lättförståelig indikator som kan kopplas till specifika miljöproblem så som övergödning. Övergödningspotentialen är också lättförståelig men då det kan vara problematiskt att hitta bra data för produkter som produceras i andra länder är denna indikator inte optimal. Resultatet från NUE visar på hur kväveeffektivt systemet är men det säger inget om hur mycket kväve som faktiskt befinner sig i systemet. Därför lämpar sig metoden bättre för bönder och makthavare som kan använda NUE för målsättning och undersöka förändringar under flera år.

Innehållsförteckning

Referat	I
Abstract.....	II
Förord	III
Populärvetenskaplig sammanfattning.....	IV
1 Inledning.....	1
1.1 Syfte och mål	3
1.2 Frågeställningar	3
1.3 Avgränsningar.....	3
2 Bakgrund	4
2.1 Kväve	4
2.2 Kvävekaskaden och problematik	6
2.3 Indikatorer.....	6
2.3.1 Kväveeffektivitet	7
2.3.2 Kvävefotavtryck	10
2.3.3 Nitrogen investment factor	11
2.3.4 Övergödningspotential	12
3 Metod.....	13
3.1 Utvalda Indikatorer	13
3.1.1 Kväveeffektivitet	14
3.1.2 Kvävefotavtryck	16
3.1.3 Övergödningspotential	16
3.1.4 Sammanställning	18
3.1.5 Korrelation.....	18
3.2 Data och beräkningar	19
3.2.1 Livsmedel	19
3.2.2 Förbehandling av data	19

3.2.3	Allokering.....	20
3.2.4	In- och utflöden	21
3.2.5	Emissioner och läckage från jordbruk.....	22
3.2.6	Emissioner och läckage från djurhållning	23
4	Resultat och diskussion	25
4.1	Kväveeffektivitet	25
4.2	Kvävefotavtryck.....	30
4.3	Övergödningspotential.....	31
4.4	Korrelation	33
4.5	Känslighetsanalys	35
5	Analys av indikatorer för konsumentvägledning.....	37
6	Slutsats.....	38
7	Referenser.....	40
8	Appendix	1
8.1	Indata	1
8.2	Resultat	1

1 INLEDNING

I och med en växande global befolkning och förändrad kost så har produktionen av mat ökat väsentligt (Alexander *et al.* 2015). För att bibehålla denna produktion är användandet av handelsgödsel betydande. Smil (1999) fastställde att ungefär hälften av jordens befolkning är beroende av Haber-Bosch processen, den process som används för att tillverka handelsgödsel. Tillverkning går till så att kvävgas (N_2) omvandlas till reaktivt kväve (Nr). Denna form av kväve (N) är essentiell för livet på jorden eftersom det är i den formen som N kan tas upp av växter och organismer, men för stora utsläpp och läckage av Nr kan leda till bland annat övergödning och andra miljöproblem (Galloway *et al.* 2003).

Jordbruket står just nu för 75 % av det globala inflödet av Nr i form av handelsgödsel och med en fortsatt befolkningsökning är det kritiskt att finna en hållbar lösning på användningen av N (Galloway *et al.* 2003; Foley *et al.* 2011; Searchinger 2013). Till år 2050 förväntas jordens befolkning ha ökat med två till tre miljarder människor vilket sätter ytterligare press på jordbruket och en ökad användning av handelsgödsel (Godfray *et al.* 2010; Zhang *et al.* 2015). Mängden Nr i omlopp har drastiskt ökat sedan 50-talet vilket nu leder till att de planetära gränserna överskrids (Galloway *et al.* 2003; Steffen *et al.* 2015). De planetära gränserna visar på hur stor påfrestning jorden klarar av innan ett paradigmskifte sker. Ett skifte som kan förändra det geologiska tillstånd som jorden har befunnit sig i under utvecklingen av det moderna samhället. Flera olika planetära gränser undersöks i Steffen *et al.* (2015) och en av dem fokuserar på biokemiska flöden av fosfor (P) och N där både flöden av N och P i dagsläget överskrider den säkra gränsen. De globala gränserna ligger på 11 Tg P/år som får transporteras från grundvattensystem till hav och 62 Tg N/år som får fixeras industriellt och planlagt genom biologisk N-fixering. Vid publiceringen av rapporten låg de globala parametrarna på 22 Tg P/år och 150 Tg N/år vilket innebär att utsläppen och användningen av P och N måste halveras för att mycket allvarliga konsekvenser ska kunna undvikas (Steffen *et al.* 2015).

Sveriges riksdag fattade år 1999 beslut om ett miljömålssystem med syfte att lösa de stora miljöproblem som förekommer i Sverige fram till år 2020. Miljömålssystemet består av ett generationsmål, 16 miljömål och för varje miljömål finns flera etappmål. Ett av miljömålen är ”Ingen övergödning”. Målet är uppfyllt då halterna av gödande ämnen i mark och vatten inte har någon negativ inverkan på förutsättningar för biologisk

mångfald, möjligheterna till allsidig användning av mark och vatten samt på människors hälsa. Problem med övergödning finns främst i södra Sverige och övergödning i Östersjön är ett stort hot mot havsmiljön. Stor tillförsel av N och P från industrier, reningsverk, små avlopp och jordbruket bidrar till övergödningen av Östersjön. N som har transporterats långa sträckor deponeras även över Sverige och en stor del av detta nedfall kommer från andra länder. Källorna till detta N är jordbruk, energiproduktion, arbetsmaskiner och vägtrafik. Som det ser ut nu kommer miljömålet ”Ingen övergödning” inte att uppnås till år 2020. Tillförseln av näringsämnen till havet minskar men tillståndet är fortsatt allvarligt (Naturvårdsverket 2019).

Förenta nationerna (FN) implementerade år 2015 17 stycken hållbarhetsmål som ska driva världen framåt mot en hållbar utveckling. Dessa mål har som syfte att vid år 2030 ha avskaffat extrem fattigdom, minska ojämlikheter och orättvisor i världen, lösa klimatkrisen och främja fred och rättvisa (United Nations 2018). Bland hållbarhetsmålen finns mål så som ”hållbar konsumtion och produktion”, ”hav och marina resurser” och ”ekosystem och biologisk mångfald” som motverkas av för stora utsläpp av Nr till miljön.

Ökad kunskap hos både makthavare och konsumenter behövs för att leda världen i rätt riktning och för att utveckla ett mer hållbart jordbruk. För att mäta hur jordbruksproduktionen ser ut idag och hur stora utsläpp av Nr som sker till miljön när olika typer av livsmedel produceras så kan olika indikatorer användas. Bland annat finns indikatorer som tittar på in- och utflöden av N till jordbrukssystem och indikatorer som undersöker utsläpp av övergödande ämnen.

Svenska Världsnaturfonden (WWF) arbetar med att öka kunskapen hos konsumenter vad gäller hållbara val när det kommer till livsmedel. De utvecklar just nu en konsumentguide för vegetariska livsmedel, vegoguiden. Målet med guiden är att ge konsumenter möjlighet att göra hållbara livsmedelsval. För detta ändamål är det viktigt att inte bara undersöka risker från hela odlingssystem utan även för specifika livsmedel. Denna studie bidrar med underlag till guiden vad gäller påverkan på kvävecykeln vid produktion av livsmedel.

1.1 SYFTE OCH MÅL

Syftet med detta examensarbete är att analysera olika metoder som används för att beräkna olika livsmedels påverkan på kvävecykeln. Vidare syftar arbetet till att diskutera indikatorernas lämplighet för konsumentvägledning samt användning i WWF:s vegoguide. Målet med studien är att applicera olika indikatorer på ett antal svenska livsmedel, jämföra resultaten och diskutera de olika indikatorernas lämplighet för användning i en konsumentvägledning.

1.2 FRÅGESTÄLLNINGAR

- Vilka för- och nackdelar finns med de utvalda metoderna?
- Vad är resultatet av de olika metoderna beräknat på olika livsmedel?
- Hur korrelerar de olika indikatorernas resultat med varandra?
- Vilken metod är mest lämpad för konsumentvägledning?

1.3 AVGRÄNSNINGAR

I detta arbete tas ingen hänsyn till utsläpp av N till miljö från transporter eller energianvändning då dessa är små i jämförelse med de utsläpp som sker från jordbruket (Leach *et al.* 2012). I arbetet undersöks in- och utflöden av N från åker till butik. Därmed tas ingen hänsyn till förluster av N efter det att ett livsmedel har köpts i butik, detta eftersom det är denna systemgräns som gäller i WWF:s vegoguide. Tre indikatorer ansågs relevanta för denna studie och valdes ut för applicering på olika livsmedel. Studien avgränsar sig alltså till följande tre indikatorer: Övergödningspotential eftersom det är en indikator som används mycket inom LCA, N-fotavtryck eftersom denna indikator används som ett verktyg för att vägleda konsumenter (Leach *et al.*, 2012) och kväveeffektivitet eftersom den har förslagits som en indikator för FN:s hållbarhetsmål (EU Nitrogen Expert Panel 2015).

2 BAKGRUND

I detta avsnitt presenteras en bakgrund till kvävecykeln och problem kopplade till Nr i miljön. Senare följer en presentation av de indikatorer som hittades under litteraturstudien i detta arbete och hur dessa har använts i tidigare studier.

2.1 KVÄVE

N är ett makronäringsämne och byggstenar till protein och nukleidsyror i organismer. N är ett essentiellt grundämne för alla livsformer på jorden och N_2 är det ämne som atmosfären till störst del består av (Galloway *et al.* 2003; Robertson & Vitousek 2009). N_2 är mycket stabil på grund av sin trippelbindning mellan atomerna och kallas icke-reaktivt N (Galloway *et al.* 2003). Alla andra former av N, nitrater (NO_3^-), lustgas (N_2O), ammonium (NH_4^+), ammoniak (NH_3), kväveoxider (NO_x) m.fl. kallas för reaktivt kväve (Nr). Eftersom Nr kan tas upp av alla livsformer är det denna form av N som är avgörande för tillväxt av organismer och växter (Galloway *et al.* 2003; Sutton *et al.* 2011). Tidigare har omvandling av N_2 till Nr endast kunnat ske vid blixurladdning i atmosfären, då stora mängder energi tillförts, eller genom biologisk N-fixering av mikrobiella organismer (Galloway *et al.* 2003). Sedan tidigt 1900-tal har man dock kunnat genomföra denna omvandling industriellt genom Haber-Bosch processen, en process som med hjälp av högt tryck, hög temperatur och en katalysator får N_2 och vätgas (H_2) att reagera med varandra och bilda NH_3 (Park & Allaby 2017a). Efter produktionen av NH_3 kan detta N tillföras jordbruket i form av handelsgödsel. Eftersom N alltid har varit avgörande för produktionen i jordbruket så ledde uppkomsten av handelsgödsel till en oerhörd tillväxt i produktionen (Smil 1999; Robertson & Vitousek 2009).

I jordbruket sker det största inflödet av Nr i form av handelsgödsel. Ett annat inflöde är biologisk N-fixering som sker genom att mikrobiella organismer som lever i symbios med olika växter fixerar N_2 och omvandlar det till NH_3 . Deposition av Nr från atmosfären samt återanvändning av N i form av organisk gödsel som kommer från djurhållning, skörderester eller annat avfall är ett återflöde av N till jordbruket (Jarvis *et al.* 2011; Park & Allaby 2017b). Allt N som tillförs jordbruket tas dock inte upp av växterna utan en stor del avgår till atmosfären i form av NH_3 , N_2O , NO_x eller N_2 eller stannar kvar i marken. En del utlakas även till vatten som NO_3^- , NH_4^+ och löst organiskt N (Galloway *et al.* 2003; Jarvis *et al.* 2011). Globalt sett så tillförs cirka 150 Tg N i form av Nr till jordbruket per år och av detta är det cirka 71 % som avgår till luft eller utlakas (Galloway *et al.* 2003; Steffen *et al.* 2015). Kvävet som tagits upp av växterna kan dels vi människor äta och

använda för att bygga upp våra muskler och kroppar, men det kan även användas till produktion som foder i animalieproduktion eller återföras till jorden i form av skörderester och gödsel. Av de grödor som produceras globalt idag är det 62 % som blir mat till människor och 35 % som blir foder till djur. Resten används som bioenergi (Foley *et al.* 2011). Efter att djuren konsumerat foder utsöndras Nr i träck och urin som dels kan tas om hand i gödselhantering och dels deponeras direkt på bete. Då stallgödslet lagras eller används för gödsling av foder och grödor sker förluster av N till atmosfären och till vatten (Jarvis *et al.* 2011). Uppehållstiden för Nr i jordbrukssystem kan variera från något år till flera årtionden. Andra delar av det terrestra ekosystemet så som skogar kan fungera som sänkor för Nr, där det binds in och kan hållas kvar i skogen i flera hundra till tusen år (Galloway *et al.* 2003).

NO_x tillkommer inte bara till atmosfären genom emission från mark och vatten utan även vid förbränning av fossila bränslen. NH₃ och NO_x har en kort uppehållstid i atmosfären och deponerar inom en kort tid tillbaka till jordens yta. I troposfären kan dock NO_x dröja sig kvar och tillsammans med flyktiga kolkomponenter kan dessa två element leda till ökade ozonhalter. NH₃ som deponerar kan omvandlas till N₂O som är en kraftig växthusgas och bidrar till uppvärmningen av jorden. I troposfären har den en uppehållstid på 100 år och om N₂O transporteras upp till stratosfären kan den bidra till en minskning av ozonlagret (Galloway *et al.* 2003).

Av allt Nr som hamnar i akvatiska ekosystem så går störst del till grundvatten. Där kan det ackumuleras, omvandlas till N₂ genom denitrifikation eller spridas vidare till andra vattensystem i form av NO₃⁻ eller till luft som N₂O eller NO. För höga halter NO₃⁻ i vattensystem kan leda till övergödning men även försurning som påverkar flora och fauna (Galloway *et al.* 2003). Då tillförseln av näringsämnen till ett akvatiskt system påverkar vattendraget till den grad att primärproduktionen ökar brukar man tala om övergödning. Detta sker oftast som en konsekvens av mänskliga aktiviteter men kan även ske naturligt. Då primärproduktionen ökar växer växtplankton till sig och bildar ett täcke på vattenytan som inte släpper ned något solljus. Konsumtionen av näringsämnen vid stor primärproduktion kan leda till brist på N och P. Vid kvävebrist gynnas N-fixerande organismer så som cyanobakterier som kan fixera N från luften. När algerna och cyanobakterierna sedan dör sjunker de ned till botten där de bryts ned, men i denna nedbrytningsprocess så förbrukas syre vilket kan leda till syrebrist. På botten blir det då svårt för andra organismer att leva (Naturvårdsverket 2003). Utöver detta kan

övergödning få flera andra konsekvenser så som ökad fiskdöd, minskat siktdjup samt dålig smak och lukt på dricksvatten (Ansari 2010). Eftersom N och P oftast är de begränsande makronäringsämnen för primärproduktionen så är det dessa man oftast talar om som är bidragande till övergödning (Kitsiou & Karydis 2011).

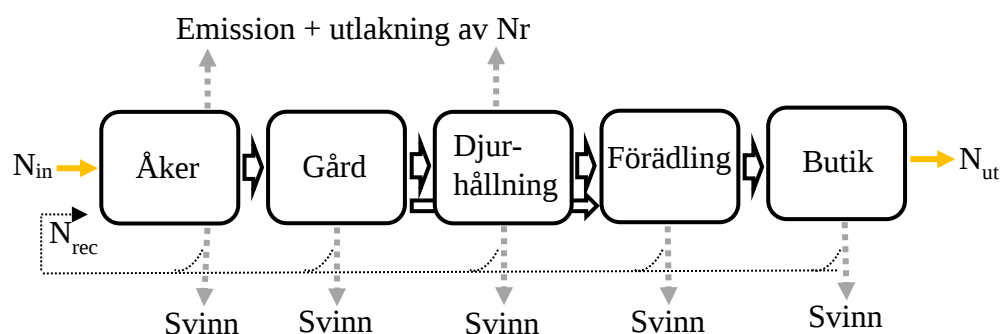
2.2 KVÄVEKASKADEN OCH PROBLEMATIK

Den växande tillförseln av Nr har inneburit problem med överskott av Nr i miljön (Smil 1999; Galloway *et al.* 2003; Zhang *et al.* 2015). Innan Haber-Bosch processens tid kunde mikrobiella organismer binda N_2 i samma takt som denitrifikation skedde, vilket resulterade i att Nr inte ackumulerades i miljön (Ayres *et al.* 1997). I och med en ökad produktion av baljväxter och ris som fixerar N_2 , förbränning av fossila bränslen samt användning av handelsgödsel är detta inte längre fallet (Ayres *et al.* 1997; Galloway *et al.* 2003). Den största bidragande faktorn till ökade halter Nr är hög användning handelsgödsel (Hu 2018). Galloway (1998) och Galloway *et al.* (2003) beskriver denna massiva ökning av Nr i ekosystemen som kvävekaskaden. I en rapport av Steffen *et al.* (2015) har man tittat på planetära gränser som jorden idag klarar av. Om dessa gränser skulle överskridas så finns en uppenbar risk för ett paradigmskifte på jorden, det vill säga att det geologiska tillståndet som jorden har befunnit sig i under utvecklingen av det moderna samhället kan komma att ändra sig totalt. Flera olika planetära gränser undersöks i den rapporten och en av dem fokuserar på biokemiska flöden av P och N där både flöden av N och P i dagsläget överskrider den säkra gränsen.

2.3 INDIKATORER

Det finns olika metoder för att undersöka användningen och effektiviteten av N i jordbruket och i livsmedelsproduktion. Nedan presenteras olika metoder som kan användas för att analysera olika livsmedels påverkan på kvävecykeln samt hur de har använts i tidigare studier.

Vid användning av olika indikatorer kan olika systemgränser sättas upp där man tar hänsyn till olika parametrar. I Figur 1 visas ett exempel på hur ett system kan se ut när man använder en indikator för att beräkna N-flöden.



Figur 1: N flöden vid produktion av livsmedel. Inflöden av N sker på åkern och därefter tas en del N upp av grödan, en del N blir kvar i svinnet från skörden och lämnas kvar på åkern och en del transporteras till luft eller utlakas till vatten. Efter skörden på åkern lagras grödorna på gården där även en del N kan försvinna som svinn. Från gården kan grödorna gå som foder till djur eller direkt till förädling och butik där en del N försvinner på vägen i svinn. Om grödan går som foder till djur konsumeras N och bygger upp djuret, allt N tas inte upp av djuret utan en del kommer ut som träck och urin. Från detta transporteras en del av N till luft och på bete utlakas även en del till vatten. Livsmedel från djurhållningen förädlas och transporteras till butik och en del N försvinner på vägen som svinn. En del av svinnet återanvändas som ett inflöde av N till åkern igen (N_{rec}). Produkten i butiken innehåller en del N och detta kan ses som ett utflöde av N från systemet.

2.3.1 Kväveeffektivitet

Kväveeffektivitet (*Nitrogen Use Efficiency*, NUE) är en indikator som definieras som utflöde av kväve i en produkt dividerat med kväveinflödena till gården eller systemet, N_{ut}/N_{in} . Denna indikator är knuten till flera delmål i FN:s hållbarhetsmål och framförallt till hållbarhetsmålet nummer 2, Ingen hunger (SDSN 2018). Indikatorn kan appliceras på olika nivåer så som ett helt land, enskilda gårdar eller enstaka produkter. Det sistnämnda har använts för samma produkt under flera år för att se hur produktionen ökar (EU Nitrogen Expert Panel 2015).

Leip *et al.* (2011) beräknade NUE för länder i Europa samt EU27 som en helhet. För detta användes modellen CAPRI. Tre system definierades för beräkning av NUE: mark, land och gård. Skillnaden mellan mark och landsystemet var att marksystemet inkluderade

flöden av N i jorden så som N i gödsel som tillsätts och förluster genom utlakning till vatten. Landsystemet innehöll alla flöden av N som marksystemet hade men även förluster av N från gödsel innan det appliceras till jorden, se Tabell 1 för samtliga in och utflöden. NUE beräknades definierat som N_{ut}/N_{in} . Samtliga system sträckte sig från N_{in} på åkern till N som kommer ut i produkt från gården, se Figur 1. Resultatet visade att NUE var högst när systemet mark användes och lägst vid användning av gårdssystemet. Detta eftersom emissioner av N från lagring av stallgödsel inte togs hänsyn till vid beräkning av NUE för mark, dock var detta medräknat för gården. Vidare visade resultat att NUE var lägre för de länder som har stor köttproduktion och högre för de länder med mycket växtproduktion, vilket visar på en ineffektiv användning av N vid köttproduktion. Författarna rekommenderar användning av gårdssystem eftersom denna tar hänsyn till övergripande flöden av N i jordbruket och vid köttproduktion.

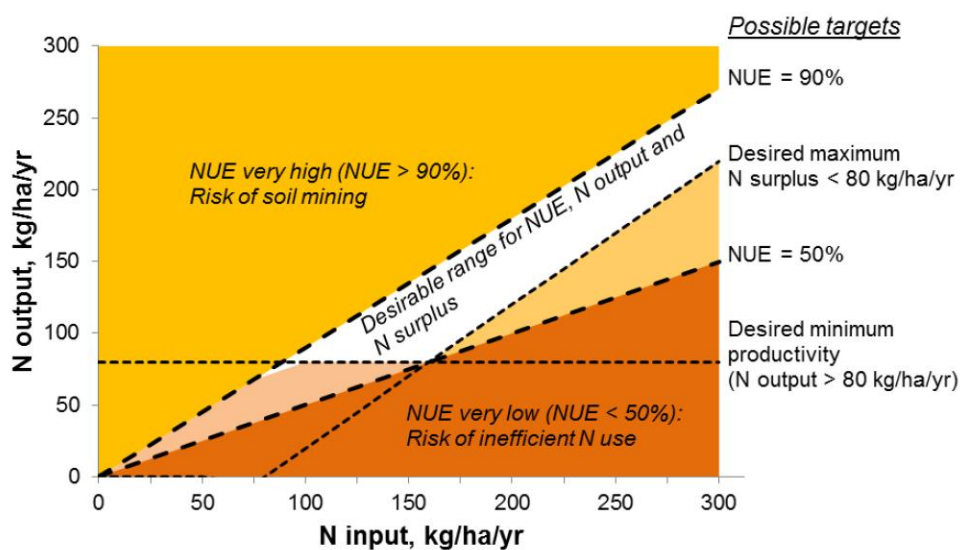
Tabell 1: In- och utflöden av N som beräknats för systemen gård, land och mark i Leip *et al.* (2011)

	N_{in}			N_{ut}		
	Gård	Land	Mark	Gård	Land	Mark
<i>Animaliska produkter</i>				X		
<i>Sålda grödor</i>				X	X	X
<i>Foder</i>					X	X
<i>Handelsgödsel</i>	X	X	X			
<i>Foderkoncentrat</i>	X					
<i>Externa organiska kvävekällor</i>	X	X	X			
<i>Nettoflöde stallgödsel</i>	X	X				
<i>Avsöndrat N från djur</i>		X				
<i>Applicerat handelsgödsel</i>			X			
<i>Skörderester</i>					X	X
<i>Skörderester som lämnas på fält</i>		X	X			
<i>Biologisk N-fixering</i>	X	X	X			
<i>Atmosfärisk deposition</i>	X	X	X			
<i>Förändring av N i marklager</i>						X

NUE har även beskrivits av EU Nitrogen Expert Panel (2015) som en lätt och användbar indikator för att mäta kväveeffektiviteten vid produktion av livsmedel. De anser att NUE är en bra indikator för att sätta realistiska mål och observera hur användningen av N fortlöper i olika system, länder och tidsperioder. I rapporten definieras NUE på samma sätt som i Leip *et al.* (2011) som N_{ut}/N_{in} . Där N_{ut} är mängden N i den skördade grödan

och N som kan återanvändas i andra processer. Vid djurhållning kan N_{ut} vara tex kött, ägg, mjölk eller ull. N_{in} är, i det optimala fallet, alla typer av inflöden av N till systemet så som biologisk N-fixering, atmosfärisk deposition, utsäde, skörderester som lämnats kvar på åker och gödsel, mm. Vid brist på data uppmuntras tydlighet kring vilken data som har använts för att korrekt kunna jämföra resultat mellan olika studier (EU Nitrogen Expert Panel 2015).

NUE kan även redovisas i ett diagram där $\text{kg } N_{in}/\text{ha}/\text{år}$ står mot $\text{kg } N_{ut}/\text{ha}/\text{år}$ och där endast effektivitet på åkern redovisas. Olika gränser i grafen visar inom vilket område NUE är önskvärt, se Figur 2. Gränserna är dock preliminära och kan variera beroende på exempelvis typ av jordbruk och klimat. En högre mängd än $80 \text{ kg N/ha}/\text{år}$ i utflöde är önskvärt i detta fall men önskad N_{ut} beror på typ av gröda, klimat och jordmån. Skillnaden mellan N_{in} och N_{ut} får inte vara större än $80 \text{ kg/ha}/\text{år}$ eftersom detta ger ett för stort utsläpp av N till miljön. Dessutom ska NUE vara högre än 50 % för att undvika risk för ineffektiv användning av N och NUE får inte vara högre än 90 % då detta ger en risk av uttömning av näringsämnen från marken (EU Nitrogen Expert Panel 2015).



Figur 2: Grafisk presentation av NUE där $\text{kg } N_{in}/\text{ha}/\text{år}$ presenteras mot $\text{kg } N_{ut}/\text{ha}/\text{år}$. Linjerna i grafen visar olika gränser för NUE. Om grödorna har NUE högre än 90 % finns risk för uttömning av näringsämnen från jorden och NUE lägre än 50 % kan tyda på en ineffektiv användning av N. Samtidigt finns ett minimum på N_{ut} från systemet som ligger på $80 \text{ kg N/ha}/\text{år}$. Dessutom får N_{in} och N_{ut} inte skilja mer än $80 \text{ kg N/ha}/\text{år}$ eftersom ett högre värde ger en risk av för stora utsläpp till miljön. Grafen är hämtad från (EU Nitrogen Expert Panel 2015).

2.3.2 Kvävefotavtryck

Kvävefotavtrycket (N-fotavtrycket) är en relativt ny indikator som används för att beräkna hur mycket Nr som släpps ut i miljön vid produktion av olika livsmedel. Den används inte bara för livsmedel utan kan också användas för exempelvis energianvändning (Leach *et al.* 2012). N-fotavtrycket har i tidigare studier använts som en konsumentindikator vilket gör den intressant för denna studie.

Leach *et al.* (2012) skapade en N-fotavtrycksmodell för att uppmärksamma konsumenter på deras konsumtion av N. Modellen i studien fokuserar på utsläpp av Nr vid livsmedelskonsumtion och energianvändning. De definierar N-fotavtrycket som totala mängden Nr som släpps ut till miljön som en konsekvens av produktionen av en enhet och uttrycker detta i total mängd Nr per kg produkt. N-fotavtrycksmodellen fokuserar på fyra huvudområden: bostad, transport, varor och service samt mat. Beräkningarna av N-fotavtrycket för mat delades in i konsumtion och produktion. I kategorin konsumtion samlades data rörande konsumtionsvanor, kväveinnehåll i livsmedel samt mängd matavfall för att beräkna konsumtion av N. Avtrycket för livsmedelsproduktionen beräknades genom att först ta hänsyn till inflödet av N i form av handelsgödsel och biologisk N-fixering till åkern, se Figur 1. Därefter beräknas hur mycket N som fortsätter i systemet, dvs tas upp av växter och till slut konsumeras av en människa, steget efter butik i Figur 1. För varje steg i processen beräknades hur mycket N som gick vidare i produkten och hur mycket som förlorades till svinn. Det antogs att en del av svinnet återanvändes som gödsel och resten av svinnet var Nr som förlorades till miljön. Resultatet från studien som presenteras som en jämförelse mellan USA:s samt Nederländernas N-fotavtryck visar på att störst utsläpp av N till miljön sker vid produktion av livsmedel. USA:s fotavtryck är större än Nederländernas och detta tror författarna beror på mängden kött som konsumeras i USA jämfört med Nederländerna. De animaliska produkter som konsumeras i Nederländerna är till störst del ägg, fisk och mjölkprodukter. I Nederländerna finns även avancerade reningsverk där man behandlar avfall vilket inte finns i lika stor utsträckning i USA vilket också bidrar till den främsta skillnaden mellan länderna.

En annan studie som undersökte N-fotavtrycket för 12 olika livsmedel i EU27 som helhet samt varje land för sig utfördes av Leip *et al.* (2014). Skillnaden från fotavtrycket i Leach *et al.* (2012) är att de begränsade fotavtrycket till ”gårdsgrinden” och tog inte hänsyn till utsläpp av N efter produkterna lämnat gården. Det var alltså endast åker, gård och

djurhållning i Figur 1 som inkluderades. Utöver de inflöden av handelsgödsel och biologisk N-fixering som användes i Leach *et al.* (2012) inkluderades även organisk gödsel och N deposition i denna studie. De använde sig av två modeller: MITERRA och CAPRI för att kvantifiera kväveflöden. N-fotavtrycket i rapporten definierades enligt ekvation (1).

$$N_{fot} = \frac{N_{in} - N_{ut}}{m_{produkt}} \quad (1)$$

I ekvationen är $m_{produkt}$ massa produkt i kg. Där N_{in} är summan av kväveinflöden och inkluderar: gödsel (handels och organiskt), biologisk N-fixering samt N deposition. N_{ut} beräknades enligt ekvation (2) där $N_{produkt}$ är mängden N i produkten vid gårdsgrind. N_{rec} är summan av allt N i det svinn som kommit från produktionen av grödan och som sedan återanvänds som ett N inflöde till andra processer, se Figur 1. Exempel på detta är skörderester som lämnas kvar på åkern som gödsel eller N som finns kvar och lagras i marken och som senare kan tas upp av nya växter.

$$N_{ut} = N_{produkt} + N_{rec} \quad (2)$$

Resultatet från rapporten visar på störst N-fotavtryck för kött där nötkött hade ett värde på ca. 500 g N /kg kött. Lägst fotavtryck beräknades för frukter, sockerbetor och grönsaker på 2 g N/kg produkt.

Sammanfattningsvis definierar Leach *et al.* (2012) och Leip *et al.* (2014) N-fotavtrycket på samma sätt men de använder sig av olika systemgränser och inflöden av N.

2.3.3 Nitrogen investment factor

Leip *et al.* (2014) använde även en investeringsfaktor som beräknar förhållandet av totala inflödet N till systemet som inte återanvänds och mängden N i livsmedlet som lämnar gården enligt ekvation (3). Inflöden, N_{in} i ekvationen, som tas hänsyn till är handels- och organisk gödsel, N deposition och biologisk N-fixering. Det N som återanvänds, N_{rec} , är N i skörderester, N som stannar kvar och lagras i marken samt svinn från livsmedlet före gårdsgrind, se Figur 1.

$$NIF = \frac{N_{in} - N_{rec}}{N_{produkt}} \quad (3)$$

Investeringsfaktorn kan jämföras med NUE men med skillnad att man tar hänsyn till N som återanvänds i systemet. Denna indikator visar alltså på mängden externt N som behövs för att producera en enhet livsmedel med avseende på N. Resultatet från undersökningen visade att störst investeringsfaktor erhöles för nötkött.

2.3.4 Övergödningspotential

Övergödningspotential är en indikator för övergödning som används inom livscykelanalys. Vid beräkning av övergödningspotential finns det flera olika metoder, men de ämnen som oftast inkluderas är makronäringsämnen som släpps ut till miljön, speciellt N och P (Payen & Ledgard 2017). Detta eftersom förhöjda nivåer av dessa i miljön ger en ökad risk för övergödning. Utlakning i Figur 1 inkluderar då också förluster av P till vatten.

CML är en samling karaktäriseringsmetoder som även inkluderar övergödningspotential. Metoden för övergödning beräknar både terrestra och akvatisk övergödning i en indikator. Emissioner av näringsämnen till vatten, luft och mark multipliceras med en speciell karaktäriseringsfaktor (CF) och summeras sedan enligt ekvation (4) (Heijungs *et al.* 1992; Payen & Ledgard 2017).

$$EP (kg) = \sum_i CF_i \cdot emission_i (kg) \quad (4)$$

Karaktäriseringsfaktorer används för att olika ämnens miljöpåverkan ska kunna jämföras med varandra och sammanställas till en total miljöpåverkan. Ett kg NH₃ har inte samma övergödningspotential som ett kg P och därför beräknas dessa om med hjälp av karaktäriseringsfaktorer till ett och samma referensämne. Vid beräkning av övergödningspotential används fosfatjonekvivalenter (PO₄³⁻.ekv) som referensämne. Genom att multiplicera ett ämne, exempelvis NO₃⁻, med dess karaktäriseringsfaktor så fås den motsvarande påverkan på övergödning som PO₄³⁻ har. Karaktäriseringsfaktorerna bygger på den genomsnittliga kemiska sammansättningen som en alg har. Den kemiska sammansättningen ser ut som följande: C₁₀₆:H₂₆₃:O₁₁₀:N₁₆:P. Genom att relatera till hur mycket av en substans som behövs för sammansättningen av algen kan

karaktäriseringsfaktorer bestämmas. En mol P bidrar alltså lika mycket till övergödningen som 16 mol N. Genom att dividera med molekylvikten fås påverkan per kg utsläpp istället för per mol (Heijungs *et al.* 1992; Payen & Ledgard 2017).

Xue & Landis (2010) genomförde en livscykelanalys där de undersökte övergödningspotential per kg mat för olika livsmedel. Utsläpp av övergödande ämnen under produktion, förädling, förpackning och transport av livsmedel undersöktes. De ämnen som undersöktes var NH_3 , NO , NO_x , NO_3^- , PO_4^{3-} , NH_4^+ . Utöver dessa analyserades även biokemisk syreförbrukning samt kemisk syreförbrukning. Resultatet visade på att rött kött har den högsta övergödningspotentialen och i fallande ordning; mjölkprodukter, kyckling och fisk. Lägst övergödningspotential hade produktion av olika sädesslag.

I en metaanalys av Clark & Tilman (2017) sammanställdes livscykelanalyser för över 90 olika livsmedel och 742 stycken jordbrukssystem där bland annat övergödningspotential undersöktes som en indikator. Övergödningspotential beräknades utifrån utsläpp av bland annat PO_4^{3-} , NH_3 , NH_4^+ och NO_x . I rapporten användes systemgränsen från vagga till gårdsgrind och parametrar som inkluderades var gödselproduktion samt applicering, produktion av frön, energianvändning för gården, foderproduktion, stallgödselhantering och byggnad av infrastruktur på gården mm. I Figur 1 skulle då ett extra steg innan åker sätts in för produktion av handelsgödsel och systemet skulle sluta efter djurhållning. Resultatet visade att lägst påverkan på miljön för alla indikatorer, inkluderat övergödningspotential, hade växtbaserade livsmedel. Högre påverkan hade ägg, kyckling, mjölk, och griskött. Kött från idisslare hade högst påverkan.

3 METOD

I detta avsnitt presenteras de metoder som valts ut och använts vid analys av olika livsmedel som konsumeras i Sverige samt hur data har samlats in, vilka beräkningar och antaganden som har gjorts.

3.1 UTVALDA INDIKATORER

Utifrån litteraturstudien valdes några indikatorer ut för analys och applicering på olika livsmedel. Dessa var kväveeffektivitet (NUE), N-fotavtryck samt övergödningspotential. NUE valdes eftersom det är en indikator som används för att uppfylla FN:s klimatmål och därmed väldigt aktuell, den visar på effektiviteten i kväveanvändningen i jordbruket och kan appliceras på exempelvis ett helt land eller en enskild produkt. Indikatorn används även mycket inom rådgivning i jordbruk. N-fotavtrycket enligt Leach *et al.*

(2012) är en relativt ny indikator som har kända släktingar (Carbon footprint m.fl.) den används för konsumentvägledning och därför är denna indikator intressant för detta arbete. Metoden uppskattar mängden Nr som inte tas upp av växten på åkern och som försvinner på vägen till butik i svinn samt i träck och urin från djur. Övergödningspotential används mycket inom LCA och för att beräkna utsläpp av specifika former av Nr som bidrar till övergödning per kg produkt. Till skillnad från de andra indikatorerna så tar övergödningspotential inte hänsyn till kväve som en resurs och skiljer sig därför från de andra två indikatorerna och en jämförelse mellan dem är intressant. En mer ingående metodik av metoderna presenteras i följande avsnitt.

3.1.1 Kväveffektivitet

NUE beräknar utflödet av N per inflöde av N vilket presenteras i avsnitt 2.3.1. I denna analys beräknades faktorn på två olika sätt med hänsyn till olika inflöden, NUE_{nytt} samt NUE_{tot} . NUE_{nytt} beräknades enligt ekvation (5) och tar endast hänsyn till det nya Nr som tillförs systemet. Det vill säga Nr i handelsgödsel och Nr som tillkommit via biologisk N-fixering. N_{ut} inkluderar N i produkt i butik samt en del av det N som finns i svinnet och gödsel från djur i systemet som kan återanvändas som ett inflöde, se Figur 3. Detta inkluderade svinn från gård, svinn från förädling och producerad gödsel. Endast en del av svinnet beräknades återanvändas och de faktorer som användes för detta redovisas i

Tabell 2, värdena är samma som har använts vid beräkning av N-fotavtrycket i Leach *et al.* (2012). Det N som inte återanvänds antogs förvinna till miljön.

$$NUE_{nytt} = \frac{N_{ut}}{N_{in-nytt}} = \frac{N_{produkt} + N_{svinn} + N_{gödsel}}{N_{handelsg.} + N_{biologisk\ N-fix.}} \quad (5)$$

Där $N_{in-nytt}$ (kg N) är det nyproducerade N som tillförs systemet, N_{ut} är det N som produkten i butiken innehåller.

Tabell 2: Del av svinn på gård och förädling samt producerat gödsel som beräknas återanvändas som ett inflöde av N. Faktorer är hämtade från Leach *et al.* (2012).

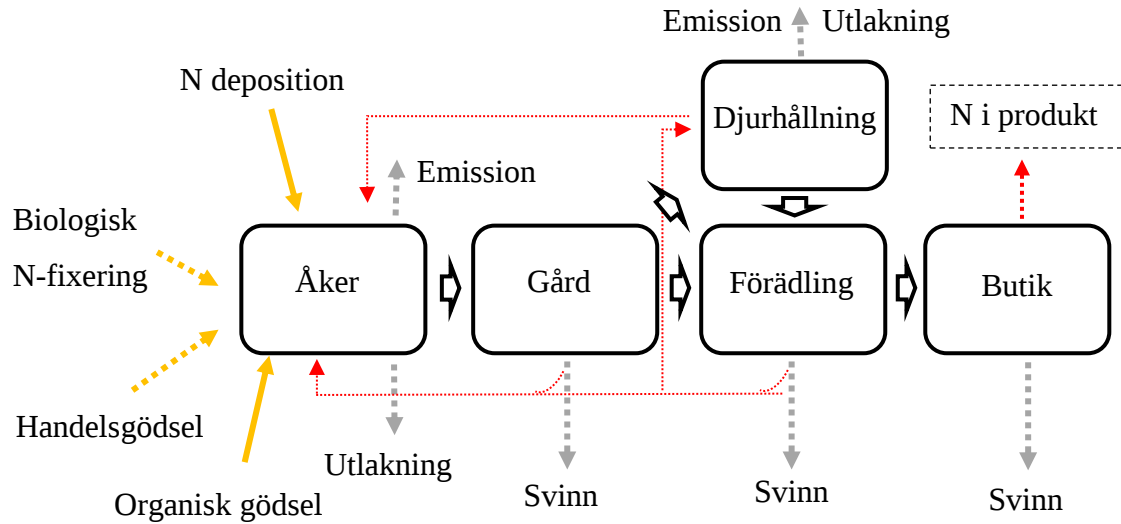
	Svinn på gård som återanvänds	Svinn vid förädling som återanvänds	Producerat gödsel
Grödor/foder	35 %	15 %	-
Animalier	-	90 %	35 %

NUE_{tot} beräknades på samma sätt som NUE_{nytt} men denna faktor tar hänsyn till allt inflöde av N till systemet, se ekvation (6).

$$NUE_{tot} = \frac{N_{ut}}{N_{in-tot}} = \frac{N_{produkt} + N_{svinn} + N_{gödsel}}{N_{handelsg.} + N_{organisk g.} + N_{dep.} + N_{biologisk N-fix.}} \quad (6)$$

Där N_{in-tot} (kg N) definieras som summan av alla N inflöden, dvs N i tillsatt handels- och organisk gödsel, N i deposition samt eventuell biologisk N-fixering.

Systemet som NUE beräknas för börjar med inflöden av N på åkern och avslutas med mängden N i produkt i butik. Till åkern där grödor och foder produceras kommer inflöde av N i deposition, genom biologisk N-fixering, handelsgödsel samt organisk gödsel. Från åkern försvinner det N som inte tas upp i grödan genom utsläpp till luft, utlakning och svinn. Efter åkern tas grödorna till gården där N förloras i svinnet från lagring. Därefter kan grödan gå som produkt till förädling och sedan butik där en del N försvinner i svinn eller gå som foder till djurhållning. Vid djurhållningen konsumeras det N som fodret innehåller och en del stannar kvar i djuret och en del försvinner ut som träck och urin. Från djurhållningen går kött eller ägg till förädling och sedan butik där en del N försvinner i svinn. En del av svinnet från gården och förädlingen samt en del av producerad gödsel vid djurhållning återanvänds som ett inflöde av N till åker eller djurhållning, se Figur 3.



Figur 3: In- och utflöden av N i livsmedelskedjan. g N-innehållet i den slutliga produkten i butik samt mängd N som återanvänds definieras som N_{ut} och visas med röda pilar i figuren. De gula pilarna visar N_{in-tot} , de gula prickade pilarna visar $N_{in-nytt}$, alltså inflödet av nytt fixerat Nr till systemet. De gråa prickade pilarna visar på förluster av N genom utsläpp till luft, utlakning och svinn från odling tills produkten hamnar i butik.

Vid undersökningen av NUE utformades en graf enligt Figur 2 i avsnitt 2.3, där inflöden av N till åkern uttryckt i kg N_{in} /ha/år plottades mot utflödet av N från åker, det vill säga N-innehållet i skörden uttryckt i kg N_{ut} /ha/år. De inflöden som inkluderades var deposition, biologisk N-fixering samt handels- och organisk gödsel (N_{tot}). Samtliga grödor inkluderades i grafen förutom gurka, tomat och melon som odlas i växthus. De odlas i ett slutet system och det finns ingen risk för uttömning av marken eller risk för stora utsläpp av Nr till miljön och därför är gränserna i grafen inte relevant för dessa. Samma gränser som de presenterade i Figur 2 användes även i denna analys.

3.1.2 Kvävefotavtryck

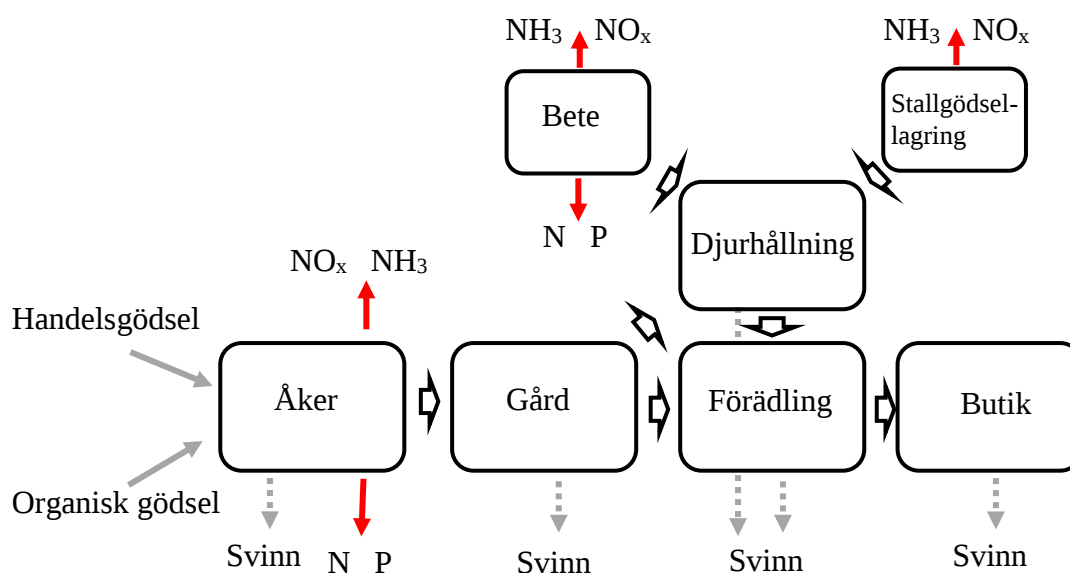
N-fotavtrycket beräknades som skillnaden mellan N som tas in i systemet och mängden N som kommer ut i produkt enligt Leip *et al.* (2014). Detta enligt ekvation (7).

$$\begin{aligned}
 NF &= \frac{N_{in} - N_{ut}}{kg \text{ produkt}} = \\
 &= \frac{(N_{handels+organisk} + N_{bio.N-fix.} + N_{dep.}) - (N_{produkt} + N_{svinn} + N_{gödsel})}{kg \text{ produkt}}
 \end{aligned} \tag{7}$$

Där N_{in} (kg N) är summan av alla N inflöden på samma sätt som i beräkning av NUE_{tot} , d.v.s. handels- och organisk gödsel, N-deposition och biologisk N-fixering. N_{ut} definieras som mängden N i produkten i butik samt mängden N som återanvänds från svinn på gård och vid förädling samt N i producerad gödsel vid djurhållning, se Figur 3. Samma faktorer som användes vid beräkning av återvunnet N från svinn och gödsel i NUE_{tot} och NUE_{nytt} användes även här, se Tabell 2. Skillnaden mellan N_{in} och N_{ut} blir det N som inte tas upp av grödan på åkern och det N i svinn och gödsel inte återanvänds som ett inflöde av N.

3.1.3 Övergödningspotential

Vid beräkning av övergödningspotential inkluderades emissioner av NO_x (NO och NO_2) och NH_3 samt läckage av N och P från åkern vid produktion av grödor och foder. Emissioner av NH_3 och NO_x från stallgödsellagring och från direkt deponering av träck och urin på betesmark samt läckage av N och P från betesmark vid djurhållning inkluderades också. Systemet för övergödningspotential börjar på åkern där grödor samt foder produceras och inflöde av N sker i form av handels- och organisk gödsel. Utifrån denna tillfösel beräknas förluster av N i form av utsläpp av NO_x och NH_3 från åkern samt läckage av N och P. Från åkern går grödorna till gården och vidare till butik genom förädling eller som foder till djurhållning. Vid djurhållningen sker utsläpp av NH_3 och NO_x vid stallgödsellagring och vid direkt deponering på bete. Det sker även läckage av N och P på bete, se Figur 4. Beräkningar av utsläppen presenteras i avsnitt 3.2.5 och 3.2.6.



Figur 4: System vid beräkning av övergödningspotential. De röda pilarna visar de emissioner och förluster av N som har tagits hänsyn till vid beräkning av EP. De gråa

heldragna pilarna visar på inflöden av N som emissionerna på åker beräknas utifrån. De gråa prickade linjerna visar på förluster av produkt genom svinn.

Övergödningspotentialen beräknades för varje livsmedel enligt ekvation (8). Varje ämne multiplicerades med motsvarande karaktäriseringsfaktor (CF) och summerades sedan ihop för att få den totala övergödningspotentialen uttryckt i kg PO_4^{3-} ekvivalenter per kg produkt.

$$EP = \frac{NH_3 \cdot CF_{NH_3} + NOx \cdot CF_{NOx} + N \cdot CF_N + P \cdot CF_P}{kg \text{ produkt}} \quad (8)$$

De karaktäriseringsfaktorer som användes hämtades från Hirschier *et al.* (2009) och redovisas i Tabell 3.

Tabell 3: Använda karaktäriseringsfaktorer (CF) vid beräkning av övergödningspotential hämtade från Hirschier *et al.* (2009).

Övergödande ämne	CF
NOx	0,13
NH_3	0,35
NO_3^-	0,1
N	0,42
P	3,06

3.1.4 Sammanställning

I Tabell 4 redovisas en sammanställning av vilka parametrar som har inkluderats i samtliga indikatorer.

Tabell 4: Samtliga parametrar som inkluderats i de olika indikatorerna.

	NUE _{nytt}	NUE _{tot}	NUE _{graf}	N-fotavtryck	Övergödnings- potential
<i>Svinn</i>	X	X	-	X	X
<i>Nin</i>	Handelsgödsel och biologisk N-fixering	Handels och organisk gödsel, biologisk N-fixering och N deposition	Handels och organisk gödsel, biologisk N-fixering och N deposition	Handels och organisk gödsel, biologisk N-fixering och N deposition	-
<i>Nut</i>	N i produkt och återvunnet N från svinn och gödsel	N i produkt och återvunnet N från svinn och gödsel	N i skörd	N i produkt och återvunnet N från svinn och gödsel	-
<i>Emissioner</i>	-	-	-	-	NO _x och NH ₃
<i>Utlakning</i>					N och P

3.1.5 Korrelation

För att undersöka korrelation av resultaten mellan de olika indikatorerna utfördes ett korrelationstest där resultaten plottades mot varandra i en graf. Därefter lades en trendlinje in och R² värdet undersöktes. R² värdet varierar mellan 0 och 1 där ett värde nära 1 tyder på korrelation.

3.2 DATA OCH BERÄKNINGAR

Nedan presenteras vilken data som har använts för utförande av analysen.

3.2.1 Livsmedel

För detta projekt kunde en stor del indata hämtas från Moberg *et al.* (2019) som beräknar klimatpåverkan från livsmedel på den svenska marknaden. Indata som hämtades från den rapporten var följande:

- Tillförd handelsgödsel (kg N/ha/år)

- Tillförd organisk gödsel (kg N/ha/år)
- Skörd (kg/ha/år)
- Antal djur i produktion (antal/år)
- Produktion av kött (kg/år)
- Typ av foder
- Konsumtion av fodertyp (kg/djur/år)
- Utsöndrat N i träck och urin (kg torrsubstans/djur/dag)
- Typ av stallgödsel lagrad (fast, flyt eller djupströgödsel)

Data i Moberg *et al.* (2019) presenterades som ett medelvärde för åren 2011–2015 och endast livsmedel som fanns med i den rapporten valdes att analyseras för denna studie. En avgränsning till livsmedel producerade i Sverige gjordes också, detta gjordes dels för att många av de produkter som produceras i Sverige också konsumeras här vilket gör det intressant för den svenska marknaden, dels för att det finns mycket tillgängliga data på svensk produktion vilket underlättar datainsamling. Ett undantag gjordes för sojabönor som produceras i Brasilien. Dessa inkluderades i studien eftersom de används i stor utsträckning som foder vid köttproduktion samt är en bra proteinkälla vid substitut till kött. Data för sojabönor och vissa typer av foder hämtades från Flysjö *et al.* (2008). De studerade livsmedlen inkluderar spannmål, grönsaker både producerade på friland och i växthus, frukter, bönor och ärtor, ägg samt kött från kyckling, gris och nötkreatur.

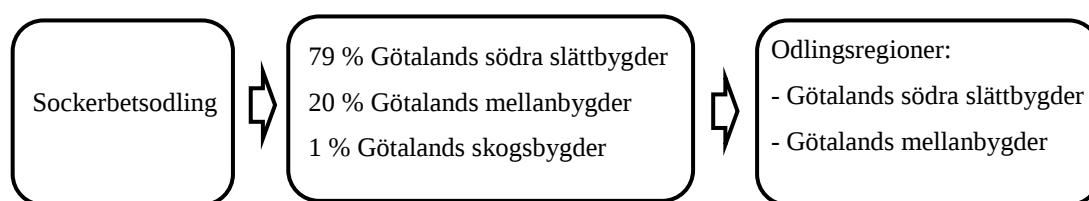
3.2.2 Förbehandling av data

Före beräkning av olika parametrar beräknades hur stor mängd av grödorna som måste odlas på åkern för att få ut 1 kg produkt i butik. För detta användes statistik över förluster i olika produktionssteg från Gustavsson *et al.* (2011). Svinn på åkern i produktionssteget antogs vara inräknat i skördestatistiken och därför beräknades endast svinn på gård, vid förädling och i butik, se Figur 3. Utifrån den odlade mängden kunde sedan areal beräknas. Detta utfördes för samtliga indikatorer.

Data för köttet som också hämtades från Moberg *et al.* (2019) skiljde sig lite åt från grödorna. Där fanns det beräknat hur många djur av varje typ som behövdes för att producera ett visst antal kg kött efter slakt. För grisar till exempel behövs suggor, galtar, gödgris och griskultingar. Utifrån hur mycket varje typ av gris äter eller ger ifrån sig i gödsel kunde totala inflöden, emissioner och utflöden beräknas. Den mängd kött som redovisas i Moberg *et al.* (2019) är efter slakt och innehåller ben. Därför beräknades den

mängden om till benfritt kött i butik efter förädling och distribution till butik utifrån värden på svinn (Gustavsson *et al.* 2011; Clune *et al.* 2017). Mängden inflöden och emissioner dividerades med mängden kött i butik för att få fram ett värde per kg produkt i butik.

För två parametrar, N deposition och utlakning, kunde säkrare data tas fram om det fastställdes i vilka områden i Sverige som de olika grödorna produceras. Därför hämtades data på odlingsarealer i olika regioner och för olika grödor från statistikdatabasen av Jordbruksverket (2018). Data från åren 2011–2015 valdes för att stämma överens med de år som data från Moberg *et al.* (2019) har behandlat. Ett medelvärde av odlingsareal per gröda i varje region över 2011–2015 beräknades. De regioner med 10% eller högre andel areal för en specifik gröda markerades. Dessa regioner kommer vidare benämnas som odlingsregioner, se Figur 5.



Figur 5: Illustration över hur odlingsregioner tagits fram med sockerbetor som exempel.

3.2.3 Allokering

En allokering av miljöpåverkan kan göras om produktionen av en råvara leder till flera slutprodukter. Exempelvis kan produktion av raps leda till både rapsolja och rapsmjöl. I det fallet skulle 72 % av de beräknade utsläppen kunna redovisas som utsläpp till följd av produktion av rapsolja och 28 % som utsläpp för rapsmjöl baserat på priset på de två produkterna. I denna studie har ingen sådan allokering utförts på de slutprodukter produkter som redovisas i resultatet. Den totala miljöpåverkan har alltså tillskrivits livsmedlet. En ekonomisk allokering har dock använts vid beräkning av N_{in} och emissioner från foder till djur. Detta eftersom en del av fodret består av specifika komponenter så som bi-produkter från spannmålsindustrin eller sojamjöl. Se Tabell 1 i appendix för data, källor samt antaganden vad gäller foder.

3.2.4 In- och utflöden

I detta avsnitt presenteras beräkningar av in- och utflöden av N till systemet.

3.2.4.1 Gödsling

Gödslingsdata för de svenska grödorna erhöles från Moberg *et al.* (2019) med enheten kg N/ha/år. Data var presenterad som medelvärde av tillförd mängd N från handelsgödsel respektive organisk gödsel från åren 2011–2015. Denna data multiplicerades i denna studie med andelen hektar som krävs för att producera 1 kg produkt till butik och därigenom erhöles inflödet av N från handelsgödsel samt organisk gödsel. Eftersom denna data är sammanställd statistik över hur gödsling ser ut i Sverige så blir resultatet från denna studie ett mått på hur situationen ser ut idag, både med avseende på den gödselmängd som tillförs samt förhållandet mellan handels- och organisk gödsel. Gödslingsdata för sojaböner hämtades från Flysjö *et al.* (2008).

3.2.4.2 Deposition av N

Deposition av N beräknades med data från tabell 7 i rapporten av Andersson *et al.* (2011) där beräknad totaldeposition, både våt och torr, av oxiderat och reducerat N i varje län i Sverige under år 2010 finns dokumenterad i kg N/ha. I rapporten presenteras deposition av svavel och N i Sverige baserat på energimodellen PRIMES och en jämförelse av deposition i Sverige år 2010 och deposition år 2020 har gjorts. I denna studie undersöktes i vilket län de tidigare beräknade odlingsregionerna låg, se avsnitt 3.2.2, för respektive gröda eftersom depositionen varierar beroende på län. Utifrån värdena för varje odlingsregion beräknades ett medelvärde av depositionen för varje gröda där halterna varierar mellan 5,56 och 6,84 kg N/ha. För samtliga gröders deposition se Tabell 3 i appendix.

Odling i växthus blir inte direkt utsatt för regn men det är vanligt att samla upp regnvatten som man sedan använder vid bevattning av grödor (Löfkvist 2018). Därför sker ingen direkt deposition av N genom regn men eftersom regnvatten används vid växthusproduktion har deposition beräknats som ett inflöde av N även vid växthusodling. Mängden deponerad N är då relaterat till ytan som behövs för att producera 1 kg produkt till butik. Deposition för sojaböner som odlas i Brasilien antogs vara 8 kg N/ha enligt Smaling *et al.* (2008) som undersökt sojaböner som produceras i Brasilien och antagit N depositionen utifrån resultat från flera källor.

3.2.4.3 Biologisk N-fixering

Data för biologisk N-fixering hämtades från Peoples *et al.* (2009) som har sammanställt data för bland annat biologisk N-fixering för olika baljväxter. I rapporten presenteras N-

fixering på olika kontinenter. För denna studie har Europa valts som kontinent för bönor och ärter samt Sydamerika för sojabönor. Bönor, ärter och sojabönor hade en fixering på 153, 130 respektive 136 kg N/ha/år. Klöver och gräsvall som används som foder till djur fixerar också kväve, denna fixering sattes till 110 kg N/ha/år utifrån Cederberg & Nilsson (2004) som beräknat bland annat övergödningspotential för nötkött.

3.2.4.4 *N i produkt*

Som N_{ut} beräknades mängden N i produkt i butik. Detta gjordes genom att dividera proteininnehållet med en faktor 6,25 enligt FAO (2003). Proteininnehållet för de flesta livsmedel fanns sammanställt i Moberg *et al.* (2019) som hämtat data från Livsmedelsverket (2017). Data för raps fanns inte med och där hämtades proteininnehåll istället från Johansson *et al.* (2010). Se Tabell 3 i appendix för protein- och N-innehåll.

3.2.5 Emissioner och läckage från jordbruk

Detta avsnitt behandlar beräkningar av emissioner och läckage från jordbruk vid odling av grödor.

3.2.5.1 *Emission av NH_3 och NO_x från handels- och organisk gödsel*

Utsläpp av NH_3 och NO_x från handelsgödsel och organisk gödsel beräknades med faktorer hämtade från Sveriges nationella inventeringsrapport (Naturvårdsverket 2017). Rapporten sammanställer upptag i sänkor samt utsläpp från källor för alla växthusgaser i Sverige och den har framställts på begäran av FN:s klimatkonvention. Faktorerna för år 2015 användes för beräkning. Faktorn för handelsgödsel var 0,0309 kg (NH_3 -N + NO_x -N)/kg N och motsvarande faktor för organisk gödsel var 0,1739 kg (NH_3 -N + NO_x -N)/kg N. Faktorerna hämtades från tabell 5.25 samt 5.26 i rapporten. Observera att emissionsfaktorerna för NH_3 och NO_x var sammanslagna och uttryckta i kg N. Därmed användes karaktäriseringsfaktorn för N, se Tabell 3, vid senare omvandling till PO_4^{3-} ekvivalenter. Detta ger samma resultat som om emissionsfaktorerna för NH_3 och NO_x varit separata och att karaktäriseringsfaktorerna för NH_3 och NO_x istället hade använts.

3.2.5.2 *Utlakning av N och P*

I en rapport av Johnsson *et al.* (2016) beräknades läckage av N och P från svensk åkermark. Beräkningarna gjordes för år 2013 och hela Sveriges åkerareal inkluderas. Vid beräkningar har man tagit hänsyn till olika kombinationer av grödor, lutningar, jordarter och markfosforhalter. Från den rapporten hämtades data för utlakning av N och P från åkermark till denna studie. För att få en representativ siffra på läckage för olika grödor

beräknades ett medelvärde av läckage i områden motsvarande de odlingsregioner som fastställdes enligt avsnitt 3.2.2. Odling av tomat, gurka och melon i växthus sker främst utan kontakt med underliggande jord och vatten som används vid bevattning samlas upp och återanvänds till stor del (Löfkvist 2018). Utlakning för tomat, gurka och melon som produceras i växthus försummas därför. Utlakning av N och P för sojabönor samt några av fodertyperna hämtades från Flysjö *et al.* (2008) och presenteras i Tabell 1 i appendix och utlakning för de övriga grödorna presenteras i Tabell 3 i appendix.

3.2.6 Emissioner och läckage från djurhållning

Vid djurhållning beräknas emissioner och läckage av N och P både från produktion av foder samt vid stallgödselhantering och direkt deponering av träck och urin på betesmark, se Figur 4. Dessa beräkningar presenteras nedan.

3.2.6.1 Foder

Data för konsumtion av olika fodertyper för kyckling, gris och ko hämtades från Moberg *et al.* (2019). Vid produktion av foder beräknades först hur mycket som måste odlas för 1 kg foder vid gårdsgrind. Utifrån detta kunde sedan inflöden av N, emissioner och utlakning beräknas på samma sätt som i avsnitt 3.2.5. För produktion av majs, palmkärnexpeller och sojamjöl hämtades data från Flysjö *et al.* (2008) som inkluderar skörd, inflöden av N, emissioner av NH_3 och NO_x samt läckage av N och P. Emissioner av NO_x och NH_3 från bete för nötdjur beräknades inte som en del av produktion av foder eftersom detta beräknas nedan som en del av stallgödselhanteringen. Däremot hämtades läckage av N och P från foderdatabasen RISE (2011). För samtliga data rörande foder se Tabell 1 i appendix.

3.2.6.2 Emission av NH_3 och NO_x vid djurhållning

Faktorer för NH_3 -emissioner som förluster från ventilation i stall och lagring hämtades även dessa från Moberg *et al.* (2019) och kommer från Naturvårdsverket (2014). Emissionsfaktorena varierade beroende på gödseltyp och djurtyp. För nötkreatur beräknades även utsläpp i samband med direkt deposition av träck och urin på bete, denna förlust hämtades från Naturvårdsverket (2017). Fraktionsförlusterna är uttryckta i $\text{kg NH}_3\text{-N/kg N}$ och presenteras i Tabell 5.

Tabell 5: Fraktionsförluster av N vid ventilation i stall och lagring av stallgödsel samt på emission från träck och urin på bete [$\text{kg NH}_3\text{-N/kg N}$]. Emissionsfaktorer för fast-, flyt-

och djupströgödsel hämtades från Moberg *et al.* (2019); Naturvårdsverket (2014) och Naturvårdsverket (2017).

	Fastgödsel	Flytgödsel	Djupströgödsel	Bete
<i>Värphöns</i>	0,14	0,21	0,48	-
<i>Slaktkycklingar</i>	0,00	0,12	0,24	-
<i>Föräldrar samt mor- och farföräldrar till slaktkycklingar</i>	0,14	0,21	0,48	-
<i>Grisar</i>	0,28	0,18	0,48	-
<i>Nötkreatur</i>	0,07	0,23	0,44	0,08

Emissioner av NO_x beräknas enbart från lagring av stallgödsel eftersom det är detta som anges i EU:s gemensamma beräkningsriktlinjer då emissioner från djurhållning beräknas (EMEP/EEA 2016). Det är även dessa riktlinjer som följs då Sveriges rapportering av utsläpp av NO_x från stallgödsellagring beräknas (Naturvårdsverket 2018b). Emissionerna av NO_x beror på mängden TAN i gödsel. TAN är den totala mängden N som finns i formen NH₃. TAN varierar beroende på stallgödseltyp och djur och dessa hämtades från Naturvårdsverket (2018a) där indata för rapporteringen av Sveriges utsläpp av växthusgaser presenteras. De använda TAN-halterna finns presenterade i Tabell 6.

Tabell 6: Andel mängd N som finns i formen NH₃ (TAN) uttryckt i %, för olika typer av djur och gödsel (Naturvårdsverket 2018a).

	Fastgödsel	Flytgödsel	Djupströgödsel
<i>Värphöns</i>	60 %	75 %	40 %
<i>Slaktkycklingar</i>	40 %	40 %	40 %
<i>Föräldrar samt mor- och farföräldrar till slaktkycklingar</i>	60 %	75 %	40 %
<i>Grisar</i>	51 %	70 %	10 %
<i>Diko, ungtjur, tjur</i>	52 %	60 %	10 %
<i>Kviga, kalv</i>	51 %	60 %	10 %

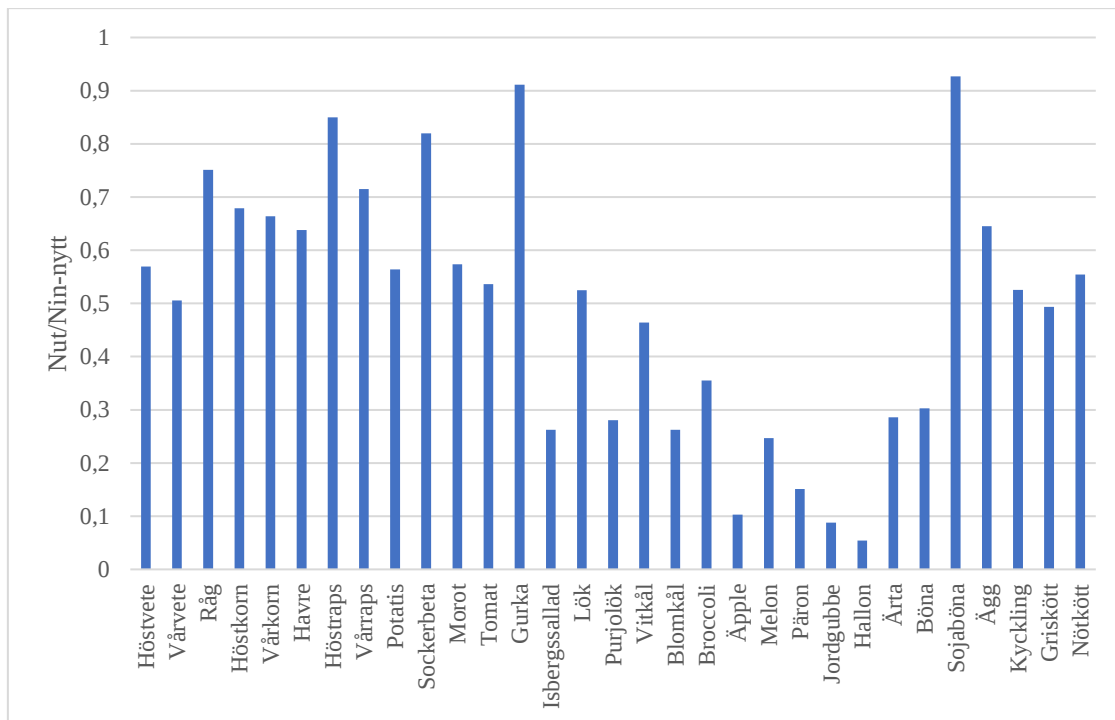
Utifrån mängden TAN i gödsel beräknades sedan NO_x genom att multiplicera med en faktor 0,01 för fast och djupströgödsel samt en faktor 0,0001 för flytgödsel hämtade från EMEP/EEA (2016).

4 RESULTAT OCH DISKUSSION

I detta avsnitt presenteras resultatet för de tre indikatorerna: NUE, N-fotavtryck och övergödningspotential på olika svenska livsmedel samt sojabönor från Brasilien. Även resultatet av ett korrelationstest mellan de olika indikatorerna samt en känslighetsanalys presenteras. Efter varje resultat förs en kort diskussion och jämförelse med andra studier. Samtliga resultat finns även sammanställda i Tabell 4 i appendix.

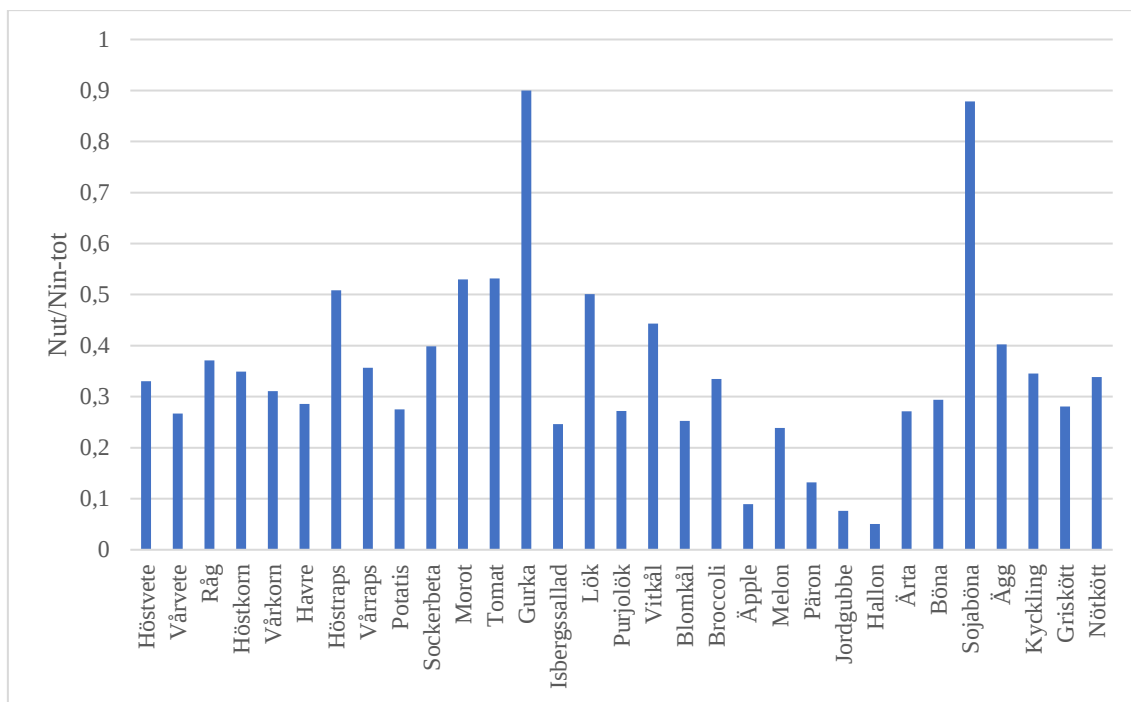
4.1 KVÄVEEFFEKTIVITET

Resultatet från beräkning av NUE_{nytt} presenteras i Figur 6. Högst NUE_{nytt} har soja och gurka på 0,91 och 0,93. Ett högt NUE för gurka är rimligt då grönsaken odlas i växthus och i ett slutet system dock är NUE för sojan väldigt hög. Detta skulle kunna bero på att marken där sojan odlas innehåller mycket N och därför är en hög skörd av N möjlig. Det kan även vara så att sojaplantan fixerar mer N än vad det räknats med i denna studie och NUE_{nytt} borde i sådant fall vara lägre. Lägst NUE_{nytt} har hallon och jordgubbe på 0,05 och 0,09. Bären har ett relativt lågt inflöde av N och även ett litet utflöde i och med låg skörd/ha och låg N-halt i produkt. Bland spannmålen har råg högst NUE_{nytt} och vårvetet har lägst, detta beror främst på skillnader i tillförsel av handelsgödsel. Bland animalierna har ägg och nötkött högst NUE_{nytt} på 0,65 och 0,55. Skillnaden mellan animalierna är relativt liten då lägst effektivitet hittas hos griskött på 0,50.



Figur 6: NUE_{nytt} för svenska livsmedel och sojabönor från Brasilien. Mängden N i livsmedlet samt återvunnet N har dividerats med inflödet av N till produktionssystemet i form av handelsgödsel och biologisk N -fixering. Högsta värdet som kan fås är 1 då allt tillfört N till systemet kommer ut i produkten.

I Figur 7 visas resultatet från NUE_{tot} . Även här har gurka och soja högst NUE på 0,90 respektive 0,88. Lägst NUE_{tot} har jordgubbe och hallon på 0,05 och 0,08. I grafen för NUE_{tot} syns att de flesta grödor och spannmål ligger mellan 20 % och 50 %.



Figur 7: NUE_{tot} för svenska livsmedel och sojaböner från Brasilien. Mängden N i livsmedlet samt återvunnet N har dividerats med inflödet av N till produktionssystemet i form av handels- och organisk gödsel, N deposition och biologisk N -fixering. Högsta värdet som kan fås är 1 då allt tillfört N till systemet kommer ut i produkten.

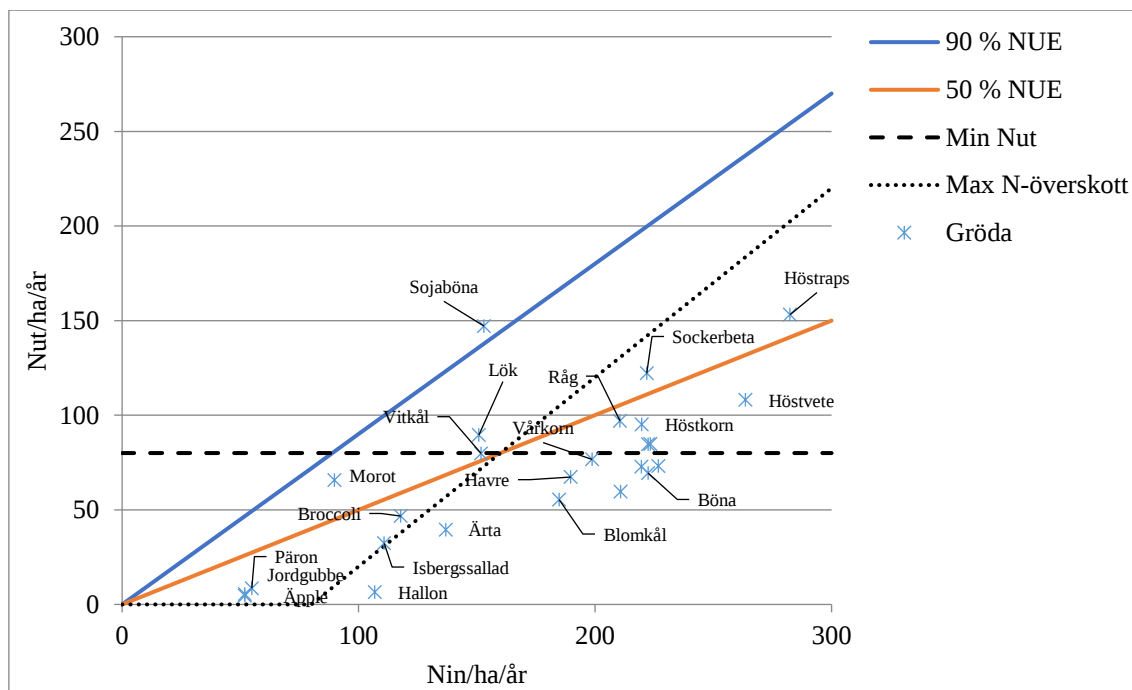
Utifrån resultatet i Figur 6 och Figur 7 ses att gurka och soja har högst NUE . Nästan allt N som kommer in i systemet kommer alltså också ut som N i produkten. Gurka har lika högt N -innehåll som tomat och isbergssallad så skillnaden mellan dessa beror på den höga skörden för gurka. Förvisso har tomat också en väldigt hög skörd men inflödet av N i form av handelsgödsel är större än för gurka vilket ger tomat ett lägre NUE . Gurka, tomat och melon, som odlas i växthus, bör få ett relativt högt NUE eftersom växthusodling sker i ett slutet system. Dessa tre grödor har beräknats med samma svinnförlustfaktorer och ett lägre NUE för tomat och melon bör då bero på förluster av N till luft eller skörderester. Det antogs att förluster till vatten kunde försummas vid växthusodling.

För spannmålen, potatis, sockerbeta, kött och ägg är effektiviteten lägre vid beräkning av NUE_{tot} jämfört med NUE_{nytt} eftersom dessa även gödglas med stallgödsel som inte ingår i NUE_{nytt} . Vissa grödor gödglas enbart med handelsgödsel och därför blir det endast en minimal skillnad mellan NUE_{nytt} och NUE_{tot} som beror på N deposition för dessa grödor. Data som använts i denna studie kommer från statistik över gödslingsmängd och därför blir resultatet ett mått på hur NUE ser ut i dagsläget. Det kan vara så att många av

spannmålen odlas på gårdar där även djurhållning finns och därför har dessa grödor en större gödselgiva från stallgödsel än andra grödor. I och med detta får de även en högre NUE när endast nytt kväve beräknas som inflöde. Därför är det problematiskt att jämföra NUE_{tot} med NUE_{nytt} . Ett annat tillvägagångssätt vid beräkning av NUE_{nytt} skulle kunna vara att beräkna gödselgiva utifrån gödselrekommendationer och anta att allt gödsel är handelsgödsel. Detta skulle resultera i att den totala mängden gödsel som behövs för varje gröda räknas med till skillnad från NUE_{nytt} i denna studie som, för vissa grödor, bara räknat med en del av det gödsel som behövs för grödan.

En studie som undersökt NUE för specifika livsmedel har inte hittats, dock finns det flera studier som undersöker NUE för hela Sverige som ett system. Detta görs i Erisman *et al.* (2018) där NUE för Sverige beräknas till cirka 30 %. I studien ligger Grekland på samma nivå som Sverige och Italien, Portugal och England har högre NUE på cirka 40 %, 36 % och 34 %. Utifrån resultatet i Figur 7 skulle ett resultat på 30 % för hela Sverige låta rimligt då de flesta grödor har ett NUE på 30 %. Denna jämförelse blir dock mycket grov och en jämförelse med specifika grödor vara önskvärd.

I Figur 8 presenteras grafen där $N_{ut}/ha/år$ plottas mot $N_{in}/ha/år$ enligt Figur 2 i avsnitt 2.3.1. Detta gjordes för samtliga grödor förutom gurka, tomat och melon som odlas i växthus. $N_{ut}/ha/år$ är det totala N-innehållet i skörden per år och $N_{in}/ha/år$ är inflödet av N till åkern i form av handels- och organisk gödsel, N deposition samt biologisk N-fixering. I grafen finns olika gränser där en högre halt än 80 kg $N_{ut}/ha/år$ i utflöde är önskvärd då man inte vill ha en gröda med för låg N-halt. Skillnaden mellan N_{in} och N_{ut} får inte vara större än 80 kg/ha/år eftersom detta ger ett för stort utsläpp av N till miljön. Dessutom ska NUE vara högre än 50 % för att undvika risk för ineffektiv användning av N och NUE får inte vara högre än 90 % då detta ger en risk av uttömning av näringsämnen från marken (EU Nitrogen Expert Panel 2015). Denna graf kan jämföras med resultatet av NUE_{tot} i Figur 7 där samma inflöden har inkluderats, dock skiljer sig resultatet åt då systemet för NUE_{tot} sträcker sig ända till butik.



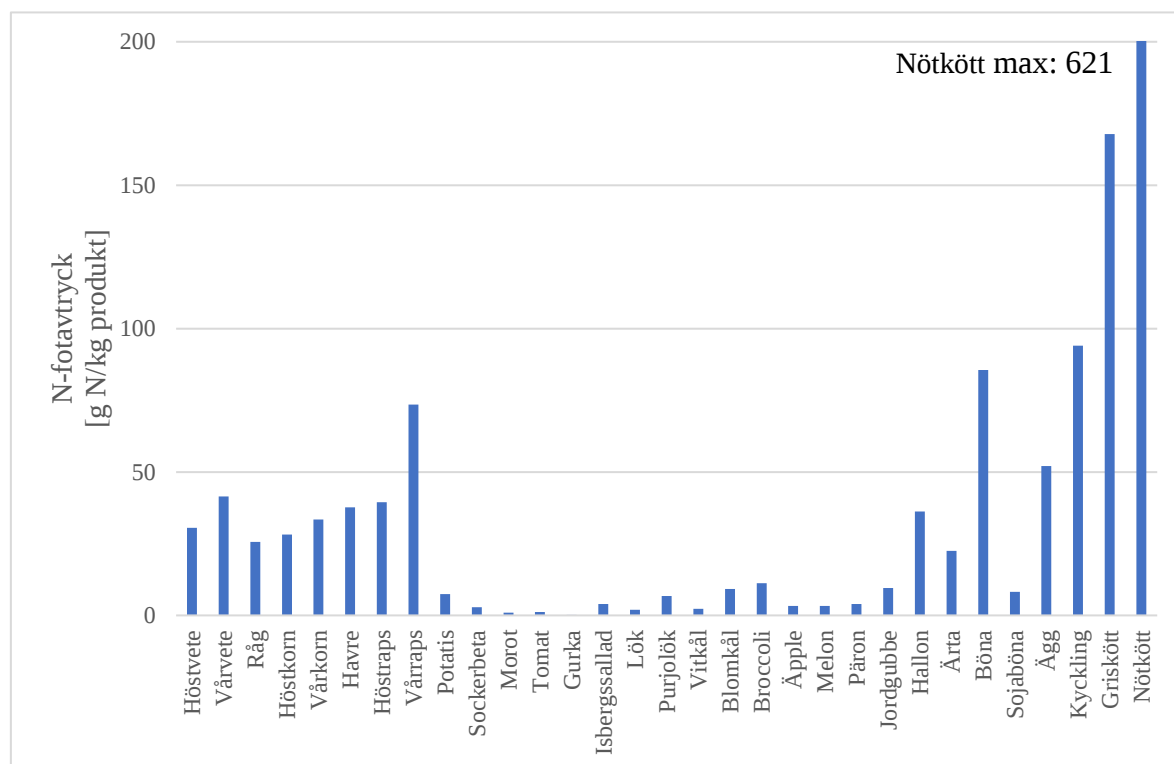
Figur 8: Presentation av NUE som kg Nut/ha/år plottad mot kg Nin/ha/år. Den blåa linjen visar gränsen för 90 % NUE, den orangea linjen visar gränsen för 50 % NUE, den prickade, svarta linjen visar maximala eftersträvade N-överskott och den svarta streckade linjen visar minsta eftersträvade kg Nut/ha/år.

Den gröda som ligger över 90 % NUE är sojabönan. De flesta grödor ligger i området under 50 % NUE och är därmed i riskzonen för ineffektiv N-användning. Endast en gröda, lök, ligger i det område för NUE, N_{ut} och N-överskott som eftersträvas. Lök har något högre N-innehåll än exempelvis morot och tomat och därför placeras den närmare det eftersträvade området i grafen. Dock har lök lägre N-innehåll än exempelvis broccoli och blomkål men eftersom dessa har en mycket lägre skörd än lök så placeras de längre från det eftersträvade området i grafen. Att de flesta grödor ligger under 50 % NUE är inte önskvärt eftersom detta tyder på ineffektiv N-användning. Varför grödorna inte ligger bättre till kan bero på för små skördar och att många av grödorna inte odlas för proteinets skull och därför har de låg NUE. För spannmålen kan det även bero på att det inte är mängden växttillgängligt N i stallgödselgivan som beräknats utan totalkvävehalten. Det skulle även kunna vara så att gränserna i grafen är orimliga för jordbruket i Sverige och att de behöver anpassas utifrån klimatet och andra förutsättningar som finns här. De flesta grödor har ett större överskott av N, dvs, $N_{in} - N_{ut}$, än 80 kg N/ha/år vilket kan ge en negativ miljöpåverkan, detta tyder också på att det sker förluster av N från marken. En bättre NUE skulle kunna fås genom en större skörd per hektar och ett något lägre inflöde av N. Det

kan dock vara orimligt att dessa två förändringar skulle fungera tillsammans. Som sagt kan det vara så att gränserna i grafen inte är optimala för förhållanden i Sverige och att andra gränser egentligen borde gälla för svenska grödor. Det kan även vara lite problematiskt att jämföra alla typer av grödor med samma gränser. Frukt och grönsaker som inte odlas för proteinets skull kommer att placeras för lågt i grafen. Därför borde anpassade gränser för den typ av produkt man vill titta på användas.

4.2 KVÄVEFOTAVTRYCK

N-fotavtrycket för de olika livsmedlen presenteras i Figur 9. Högst värde fås för nötkött med 621 g N/kg produkt och i fallande ordning, griskött, kyckling och bönor med 168; 94,0 och 86,0 g N/kg produkt. Lägst värde fås för gurka på 0,15 g N/kg produkt och morot på 0,99 g N/kg produkt.



Figur 9: N-fotavtryck för svenska livsmedel och sojabönor från Brasilien. Skillnaden mellan N_{in} och N_{ut} har dividerats på kg produkt. Observera att stapeln för nötkött har klippts av.

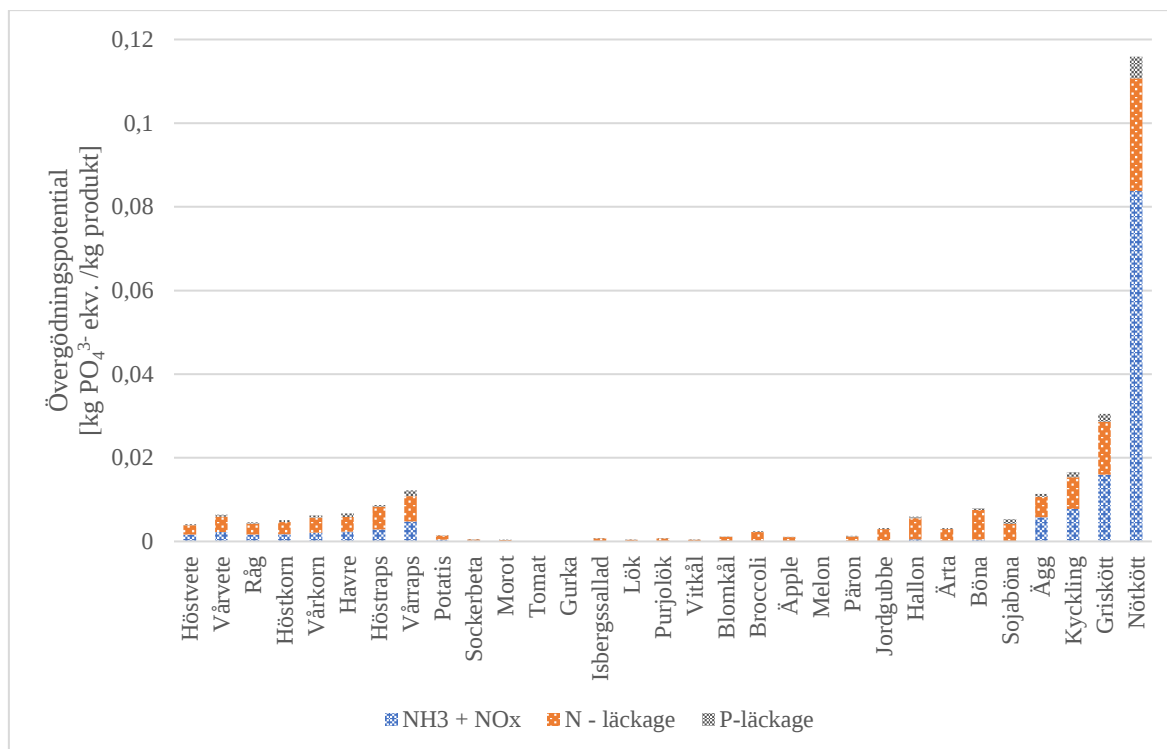
Värdet för nötköttet (621 gN/kg) i denna studie är högre än värdet som fås i Leip *et al.* (2014) som beräknade N-fotavtrycket för nötkött i Europa till 500g N/kg produkt. Dock sträckte sig den studien endast fram till gårdsgrind och tog ej hänsyn till mängden produkt

man får ut i butik vilket kan förklara det högre värdet som fås för nötkött i denna studie, 621 g N/kg produkt. De höga halterna vid köttproduktion beror på den mängd foder man måste producera och alltså föra in i systemet för att föda upp djur, dock fås ett stort N_{ut} i produkt och i form av gödsel som kan återanvändas vilket drar ner fotavtrycket lite. Gurka, morot och tomat hade lägst fotavtryck i denna studie på 0,155; 0,995 respektive 1,16 g N/kg produkt. Tomat och gurka tillförs stor mängd handelsgödsel vilket skulle kunna ge ett högre N-fotavtryck, dock är skörden mycket stor för dessa också så att totala N_{in} /kg blir litet och därav erhålls ett litet N-fotavtryck.

Spannmålen har något högre N-fotavtryck än frukterna, rotfrukterna och grönsakerna vilket beror på att de har en högre torrsubstanshalt. Högre torrsubstanshalt gör att en högre koncentration av N fås ut vid skörd och N_{in} blir således större vilket leder till ett större N-fotavtryck. En gröda som har låg torrsubstanshalt får därmed ett lägre N-fotavtryck. Rapsen gödslas ungefär lika mycket som spannmålen men har en lägre skörd vilket leder till högre N_{in} /kg och därmed ett högre N-fotavtryck. Bönorna har också ett högt N-fotavtryck vilket kan förklaras med att bönorna gödslas med handelsgödsel och samtidigt fixerar en stor mängd N genom biologisk N-fixering vilket ger en större gödselgiva per kg skörd jämfört med spannmålen vilket leder till ett högt N-fotavtryck. Leip *et al.* (2014) beräknade det lägsta N-fotavtrycket till cirka 2 g/kg N för sockerbetor, frukter och grönsaker samt potatis. I denna studie varierar N-fotavtrycket mellan 0,15 g N/kg och 73 g N/kg produkt för grödorna, dock har fler produkter tagits hänsyn till i denna rapport vilket kan förklara skillnaden.

4.3 ÖVERGÖDNINGSPOTENTIAL

I Figur 10 presenteras resultatet för övergödningspotential. Störst övergödningspotential fås för nötkött och gris där utsläpp av NH_3 + NO_x och N-läckage dominerar. Lägst utsläpp fås för gurka och tomat på $1,9 \cdot 10^{-5}$ respektive $3,2 \cdot 10^{-5}$ kg PO_4^{3-} ekv./kg produkt som endast har förluster av NH_3 och NO_x till luft eftersom dessa odlas i växthus. De andra grödorna, förutom melon som också odlas i växthus har också utsläpp av N och P till vatten.

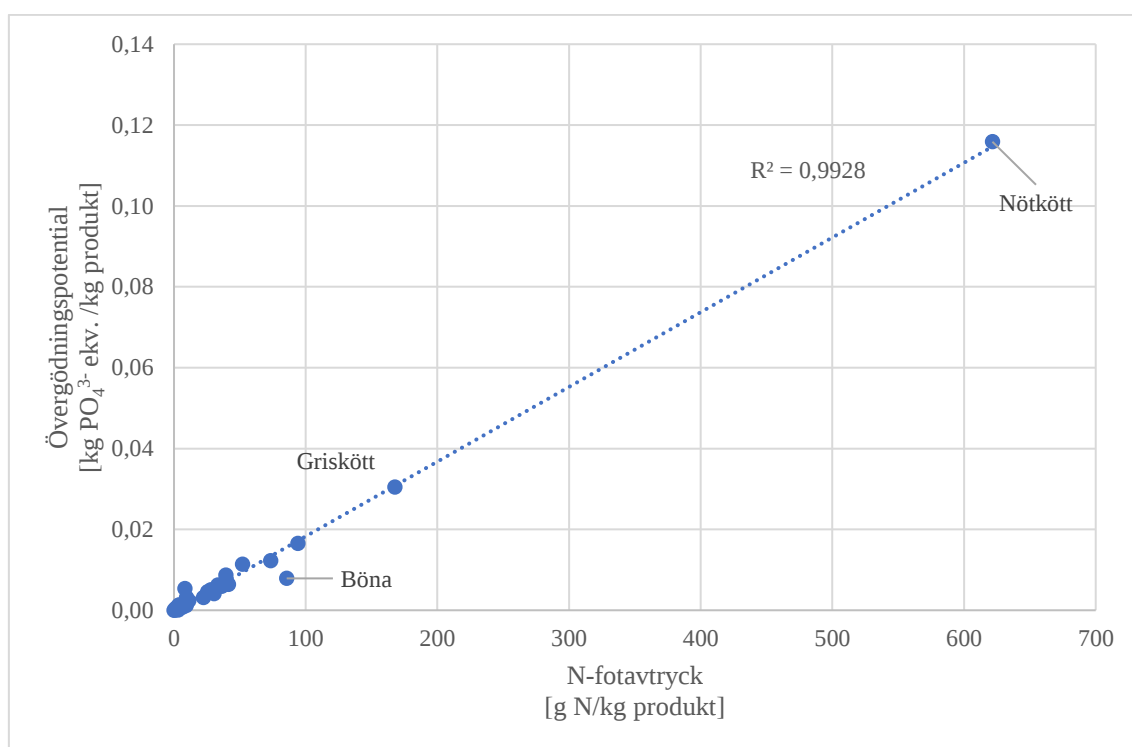


Figur 10: Övergödningspotential uttryckt i kg PO₄³⁻ ekv./kg produkt i butik. Blått, rutigt område visar utsläpp av NH₃ och NO_x, orange, prickigt område visar utlakning av N och grått, småprickigt område visar utlakning av P.

Den stora övergödningspotentialen för nötkött, griskött och kyckling beror på att det krävs en stor foderproduktion för att föda djuren samt att det sker stora utsläpp av Nr vid stallgödsellagring. Våraps har den största övergödningspotentialen av de olika grödorna vilket beror på stora läckage av N och P samt en stor gödselgiva relativt skörden vilket ger stora emissioner av NH₃. För de flesta grödorna dominerar utsläpp av N till vatten som övergödningsbidrag. I Röös *et al.* (2013) har resultat från flertalet studier som undersökt olika miljöpåverkanskategorier, bland annat övergödningspotential, för kyckling, gris och nötkött sammanställts. Resultaten för kyckling i Sverige ligger på 0,019 kg PO₄³⁻ ekv./kg benfritt kött och för gris och nötkött varierar de mellan 0,026 – 0,120 kg PO₄³⁻ ekv./kg benfritt kött respektive 0,13 – 0,40 kg PO₄³⁻ ekv./kg benfritt kött. Motsvarande siffror i denna studie för kyckling, gris och nötkött ligger på 0,017; 0,030 och 0,12 kg PO₄³⁻ ekv./kg produkt. Kycklingen och nötköttet har en lägre övergödningspotential medan grisköttet ligger i den nedre delen av spannet. Vid jämförelse med Poore & Nemecek (2018) ligger de flesta livsmedel inom de presenterade 10- och 90 percentilerna men ofta i de lägre regionerna. De låga resultaten i denna studie kan bero på skillnader i läckage från olika jordar.

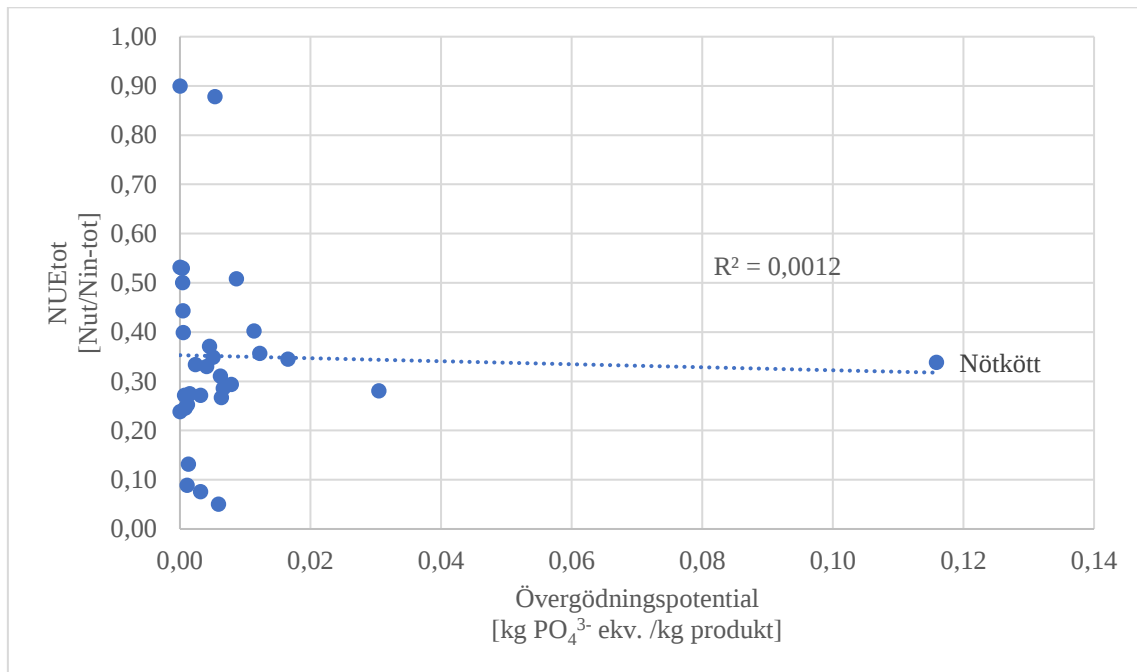
4.4 KORRELATION

Nedan presenteras resultatet av korrelationstestet mellan de olika indikatorerna. Övergödningspotential och N-fotavtryck är plottade mot varandra i Figur 11 och R^2 är beräknat till 0,9928. Resultatet visar på att det finns en stark korrelation mellan övergödningspotential och N-fotavtryck. Då nötkött tas bort från grafen sjunker R^2 till 0,9317 vilket försvagar korrelationen. Båda indikatorerna visar på förluster av N till miljön per kg produkt men i övergödningspotentialen inkluderas endast vissa former av Nr och även fosfor inkluderas till skillnad från N-fotavtrycket där alla former av N-förluster inkluderas. Trots vissa skillnader i beräkningar borde dock ett större N-fotavtryck ge en högre övergödningspotential. För säkrare bevis på korrelation skulle ett mer avancerat korrelationstest kunna utföras.



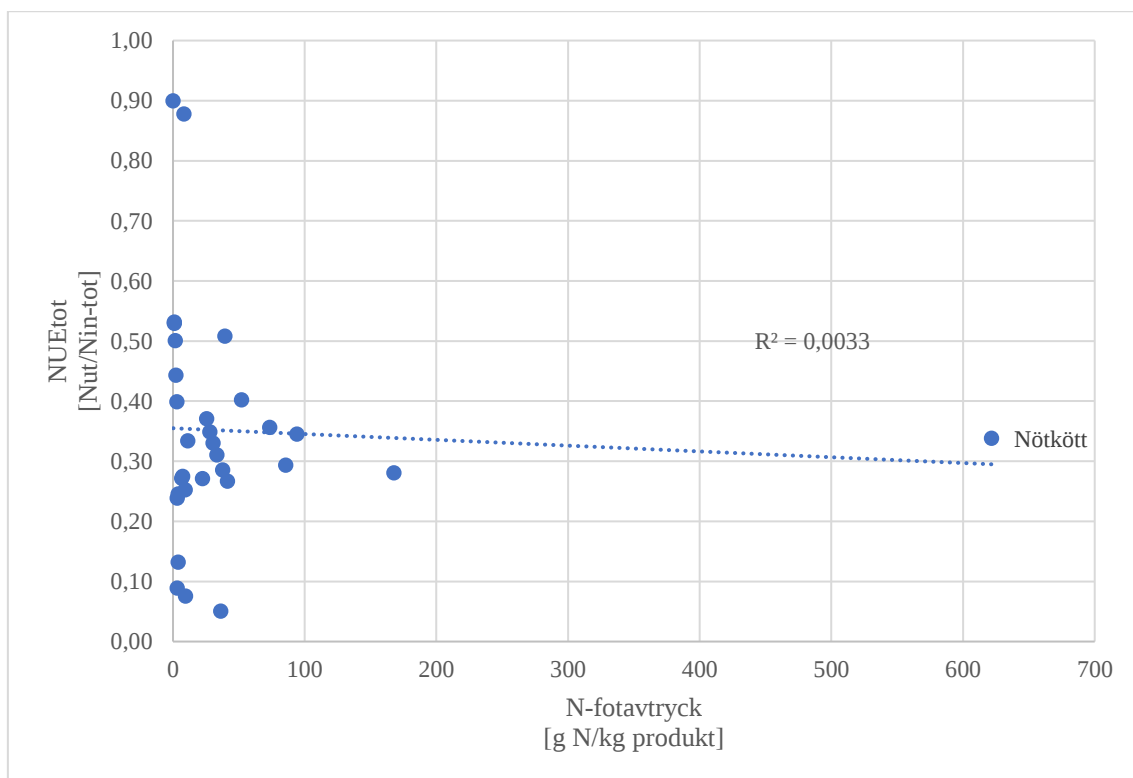
Figur 11: Korrelation mellan övergödningspotential och N-fotavtryck. Värden för övergödningspotential visas på y-axeln och värden för N-fotavtryck visas på x-axeln. Trendlinjen är prickad i grafen och R^2 -värdet är beräknat till 0,9928.

I Figur 12 ses NUE_{tot} plottat mot övergödningspotential. R^2 är beräknat till 0,0012 och ingen korrelation kan ses mellan de två indikatorerna. En lägre NUE_{tot} skulle kunna tänkas bidra till en högre övergödningspotential eftersom en större andel N släpps troligen ut till miljön vid låg NUE_{tot} .



Figur 12: Korrelation mellan övergödningspotential och NUE_{tot} . Värden för övergödningspotential visas på x-axeln och värden för NUE_{tot} visas på y-axeln. Trendlinjen är prickad i grafen och R^2 -värdet är beräknat till 0,0012.

Sambandet mellan NUE_{tot} och N-fotavtryck redovisas i Figur 13. R^2 är beräknat till 0,0033 och ingen korrelation mellan de två indikatorerna finns. Även här hade en lägre NUE_{tot} kunnat förväntas ge ett större N-fotavtryck, dock är detta inget som syns i resultatet. Detta kan bero på att NUE_{tot} beräknas som en procentsats och utifrån resultatet syns inte hur mycket N som egentligen är i systemet till skillnad från N-fotavtrycket som tar hänsyn till mängden N i systemet. Ett livsmedel som har högt NUE kan släppa ut lika stor mängd N_r till miljön som en gröda med lågt NUE och då kommer N-fotavtrycket mellan dessa inte skilja sig lika mycket åt.



Figur 13: Korrelation mellan N-fotavtryck och NUE_{tot} . Värden för N-fotavtryck visas på x-axeln och värden för NUE_{tot} visas på y-axeln. Trendlinjen är prickad i grafen och R^2 -värdet är beräknat till 0,0033.

4.5 KÄNSLIGHETSANALYS

En känslighetsanalys genomfördes för att undersöka hur olika indata kan påverka resultatet. I analysen ändrades en parameter åt gången för att se hur slutresultatet påverkades. De parametrar som undersöktes var biologisk N-fixering, N deposition, emissionsfaktorer av NH_3 och NO_x från handels- och organisk gödsel samt läckage av N och P. Resultatet redovisas i Tabell 7 och visar på att grödorna påverkas mer vid förändring av parametrarna än animalierna. Detta eftersom resultatet av

animalieprodukterna är beroende av fler parametrar än grödorna. Störst känslighet visades vid beräkning av N-fotavtryck och vid förändring av biologisk N-fixering. Vid en ökning på 15% av den biologiska N-fixering skiljde sig fotavtrycket med 15 %, 20 % och 110 % för bönor, ärter respektive sojabönor. Eftersom N-fotavtrycket för sojabönan är mindre än för ärta och böna så blir den procentuella ökningen för sojabönan större. Ärtans N_{in} ökar mer vid 15 % högre biologisk N-fixering än sojabönans men eftersom dess N-fotavtryck är större från början så blir känsligheten inte lika stor. Det är svårt att beräkna N-fixering och i rapporten av Peoples *et al.* (2009) där beräknad N-fixering från olika rapporter har sammanställts så varierar fixeringen mellan 80–193 kg/ha för sojabönor i Sydamerika. Detta ger en stor osäkerhet i resultatet för de N-fixerande grödorna.

Tabell 7: Resultat av känslighetsanalysen där en förändring av biologisk N-fixering, N deposition, emissionsfaktorer samt N- och P-läckage har undersökt.

Förändring	Indikator som påverkas	Förändring grödor	Förändring animalier
<i>Ökar Biologisk N-fixering med 15 %</i>	NUEnytt	-10 % till -13 %	-1 % till -8 %
	NUEtot	-9 % till -12 %	-1 % till -5 %
	N-fotavtryck	+15 % till +110 %	+1 % till +8 %
<i>Ökar N depositionen med 15 %</i>	NUEtot	- 0,1 % till -1,9 %	- 0,3 % till -0,4 %
	N-fotavtryck	+0,3 % till +6,4 %	+0,5 % till +0,7 %
<i>Ökar emissionsfaktorer av NH_3 + NO_x för handels- och organisk gödsel med 15 %</i>	Övergödningspotential	+0 % till +15 %	+ 4%
<i>Ökar N-läckage med 15 %</i>	Övergödningspotential	+0 % till +14 %	+4 % till +6 %
<i>Ökar P-läckage med 15 %</i>	Övergödningspotential	+ 0 % till +3,3 %	+0,7 % till 1 %

5 ANALYS AV INDIKATORER FÖR KONSUMENTVÄGLEDNING

Nedan presenteras en diskussion av indikatorernas för och nackdelar samt deras lämplighet för konsumentvägledning.

NUE är en enkel indikator som inte kräver avancerade indata och är därför lätt att beräkna. Det är en av indikatorerna som tar hänsyn till mängden N ut i produkt. Indikatorn kan användas på olika nivåer, och ofta för ett land som helhet samt vid jämförelse mellan olika länder. Det finns inte många studier som undersökt NUE för specifika livsmedel vilket gjort det svårt att verifiera denna studies resultat. Grafen med inritade gränser som kan användas för visuell presentation av NUE ger en snabb överblick över resultat, se Figur 8. För en konsument kan det dock vara svårt att förstå grafen och bakgrundsinformation kan behövas. En nackdel med NUE är att resultatet inte säger något om hur mycket N som finns i systemet. Exempelvis kan en gröda med lågt NUE som innebär risk för ineffektiv N användning bidra till mindre utsläpp av N_r till miljön jämfört med en gröda med högt NUE om grödan med ett högt NUE har ett större inflöde av N till systemet. Därför blir det också svårt för en konsument att avgöra hur bra en gröda är i kvävecykelsynpunkt. Indikatorn är bättre anpassad för proteingrödor som innehåller mycket N och som konsumeras på grund av sitt proteininnehåll eftersom den inte tar hänsyn till andra näringsämnen som finns i produkterna. I denna studie används data för gödsling som kommer från statistik och därav visar resultatet på hur det ser ut idag vid produktion av grödorna. En förbättring skulle kunna vara att endast använda gödslingsrekommendationer och anta att allt N som behövs vid odling är nytt N_r , dvs från handelsgödsel och biologisk N fixering. NUE som indikator kan vara särskilt användbar för bönder och myndigheter som ett mått på vart man bör sätta in resurser för att öka kväveeffektiviteten.

N-fotavtrycket ger ett resultat som visar mängd N_r som släpps ut till miljön vid produktion av ett livsmedel. Indikatorn tar hänsyn till allt N som släpps ut till miljön vid produktion och förädling av ett livsmedel. N-fotavtrycket inkluderar fler former av N i resultatet än övergödningspotential och då N-fotavtrycket och övergödningspotential korrelerar kan resultatet från N-fotavtrycket även visa på risk för övergödning. En nackdel är att utsläpp av N_2 som är ofarligt för miljön beräknas med i N-fotavtrycket vilket kan leda till att resultatet är missvisande högt. En annan nackdel är att i resultatet av N-fotavtrycket går det inte att se hur mycket nytt N_r som produceras per livsmedel, vilket

är intressant om man vill koppla påverkan till de planetära gränserna. Eftersom NUE och N-fotavtrycket inte visar på någon korrelation går det inte att säga om N-fotavtrycket visar på hur effektivt N används av grödan. Dock visar ett högre N-fotavtryck på att mer N förloras i bland annat svinn och detta kan visa på ett ineffektivt N system. N-fotavtrycket som en indikator för konsumentvägledning kan vara bra eftersom resultatet är lättförståeligt, mängden N_r som släpps ut till miljön per kg produkt.

Övergödningspotentialen är lik N-fotavtrycket på så sätt att resultatet visar utsläpp per kg produkt. Indikatorn tar endast hänsyn till utsläpp av övergödande ämnen vilket ger ett mer specificerat resultat än N-fotavtrycket som inkluderar alla former av N. Beräkning av övergödningspotential kräver data på emissioner och läckage vilket kan vara svårt att hitta. Det kan även bli ett problem när livsmedel som produceras i andra länder undersöks och därför används ofta generella emissionsfaktorer. Positivt med övergödningspotential är att man lätt får en överblick över olika utsläpp och hur stora de är i förhållande till varandra. Det är även lätt att jämföra olika livsmedel med varandra och för konsumentvägledning skulle det vara en bra indikator om man vill uppmärksamma allmänheten om risken för övergödning vid produktion av vissa livsmedel. Om målet däremot är att belysa mer övergripande kväveproblematik som följd av livsmedelsproduktion bör en annan indikator användas. Metoden som användes för beräkning av övergödningspotential i denna studie visar på den största möjliga övergödningspotentialen som finns för både vatten och land (Henryson *et al.* 2018). Nackdelen med detta är att det tas ingen hänsyn till hur stor del av de övergödande ämnena som når vattendrag eller hur känsliga vattendragen är för övergödning. Dessutom slås utsläppen av N och P samman vilket kan vara problematiskt då dessa ämnen har olika egenskaper som påverkar transporten av dem till vatten.

6 SLUTSATS

I denna studie har indikatorerna kväveeffektivitet, N-fotavtryck samt övergödningspotential analyserats och applicerats på ett antal livsmedel. Därefter har lämpligheten av indikatorerna för konsumentvägledning diskuterats.

Resultatet av applicering av de olika indikatorerna på livsmedel visade att gurka och soja hade högst NUE och hallon samt jordgubbe hade lägst NUE. Endast lök låg inom området för önskvärt NUE enligt EU Nitrogen Expert Panel (2015), mellan 50 % och 90 %, N-överskott, lägre än 80 kg/ha/år samt med ett N_{ut} /ha/år högre än 80 kg. Både N-fotavtrycket

och övergödningspotentialen visade på störst utsläpp för animalierna med nötkött i toppen. Utsläppen för spannmålen var något högre än för resten av grödorna, dock skiljde sig inte alla grödorna nämnvärt från varandra. En jämförelse av indikatorernas resultat visade att en korrelation finns mellan övergödningspotential och N-fotavtryck. Ingen korrelation mellan de övriga indikatorerna kunde utläsas.

NUE är en indikator som inte kräver avancerade indata och är på så sätt lättanvänd, dock baseras resultatet på N halt i produkt och ingen hänsyn tas till andra näringsämnen i livsmedlet som kan vara önskvärda. Det kan dock vara en bra indikator som makthavare kan använda till målsättning för ett mer N-effektivt jordbruk.

N-fotavtrycket kräver mer avancerade indata än NUE. Indikatorn ger ett lättförståeligt resultat, mängd N som släpps ut till miljön per kg produkt. Dock tas ingen hänsyn till vad för slags miljöeffekt utsläppen har.

Övergödningspotential ger likt N-fotavtrycket ett lättförståeligt resultat, mängden övergödande ämnen som släpps ut till miljön per kg produkt. Indikatorn är därför bra att använda om man vill uppmärksamma konsumenter på vilken effekt vissa produkter har på övergödning men det kan vara svårt att hitta data för produkter som produceras utomlands.

Efter tillämpning och analys av dessa tre indikatorer rekommenderas N-fotavtrycket för konsumentvägledning då denna kan påvisa miljöpåverkan från resultatet och är en lätt indikator att förstå.

7 REFERENSER

- Alexander, P., Rounsevell, M.D.A., Dislich, C., Dodson, J.R., Engström, K. & Moran, D. (2015). Drivers for global agricultural land use change: The nexus of diet, population, yield and bioenergy. *Global Environmental Change*, vol. 35, ss. 138–147
- Andersson, C., Andersson, S., Langner, J. & Segerström, D. (2011). *Halter och deposition av luftföroreningar - Förändring över Sverige från 2010 till 2020 i bidrag från Sverige, Europa och Internationell Sjöfart*. (Meteorologi, 147). SMHI.
- Ansari, A.A. (red.) (2010). *Eutrophication: causes, consequences and control*. Dordrecht ; New York: Springer Science+Business Media, 2011.
- Ayres, R.U., Schelesinger, W.H. & Scolow, R.H. (1997). Human impacts on the carbon and nitrogen cycles. *Industrial Ecology and Global Change*. Cambridge University Press, ss. 121–155.
- Cederberg, C. & Nilsson, B. (2004). *Livscykelanalys (LCA) av ekologisk nötköttsproduktion i ranchdrift*. (718). Göteborg: SIK.
- Clark, M. & Tilman, D. (2017). Comparative analysis of environmental impacts of agricultural production systems, agricultural input efficiency, and food choice. *Environmental Research Letters*, vol. 12 (6), s. 064016
- Clune, S., Crossin, E. & Verghese, K. (2017). Systematic review of greenhouse gas emissions for different fresh food categories. *Journal of Cleaner Production*, vol. 140, ss. 766–783
- EMEP (2018). *Transboundary particulate matter, photo-oxidants, acidifying and eutrophying components*. Norwegian Meteorological Institute. Tillgänglig: http://emep.int/publ/reports/2018/EMEP_Status_Report_1_2018.pdf [2019-01-11]
- EMEP/EEA (2016). 3.B Manure management 2016. *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016*.
- Erisman, J.W., Leach, A., Bleeker, A., Atwell, B., Cattaneo, L. & Galloway, J. (2018). An Integrated Approach to a Nitrogen Use Efficiency (NUE) Indicator for the Food Production–Consumption Chain. *Sustainability*, vol. 10, s. 925
- EU Nitrogen Expert Panel (2015). *Nitrogen Use Efficiency (NUE) - an indicator for the utilization of nitrogen in agriculture and food systems*. Wageningen University, Netherlands: EU Nitrogen Expert Panel. Tillgänglig: www.eunep.com
- FAO (2003). *Food energy - methods of analysis and conversion factors*. (FAO Food and Nutrition paper 77). Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. Tillgänglig: <http://www.fao.org/docrep/006/Y5022E/y5022e03.htm> [2019-01-03]
- Flysjö, A., Cederberg, C. & Strid, I. (2008). *LCA-databas för konventionella fodermedel: miljöpåverkan i samband med produktion*. Göteborg: SIK.
- Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerber, J.S., Johnston, M., Mueller, N.D., O'Connell, C., Ray, D.K., West, P.C., Balzer, C., Bennett, E.M., Carpenter, S.R., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockström, J., Sheehan, J., Siebert, S., Tilman, D. & Zaks, D.P.M. (2011). Solutions for a cultivated planet. *Nature*, vol. 478 (7369), ss. 337–342
- Galloway, J.N. (1998). The global nitrogen cycle: changes and consequences. s. 10
- Galloway, J.N., Aber, J.D., Erisman, J.W., Seitzinger, S.P., Howarth, R.W., Cowling, E.B. & Cosby, B.J. (2003). The Nitrogen Cascade. *BioScience*, vol. 53 (4), ss. 341–356

- Godfray, H.C.J., Beddington, J.R., Crute, I.R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J.F., Pretty, J., Robinson, S., Thomas, S.M. & Toulmin, C. (2010). Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People. *Science*, vol. 327 (5967), ss. 812–818
- Gustavsson, J., Cederberg, C. & Sonesson, U. (2011). *Global food losses and food waste - Extent, causes and prevention*. Rome: FAO.
- Heijungs, R., Guinée, J.B., Huppes, G., Lankreijer, R.M., Udo de Haes, H.A. & Wegener Sleeswijk, A. (1992). *Environmental life cycle assessment of products*. Leiden: Centre of Environmental Science.
- Henryson, K., Hansson, P.-A. & Sundberg, C. (2018). Spatially differentiated midpoint indicator for marine eutrophication of waterborne emissions in Sweden. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 23 (1), ss. 70–81
- Hischier, R., Weidema, B., Althaus, H.-J., Doka, G., Dones, R., Frischknecht, R., Hellweg, S., Humbert, S., Jungbluth, N., Köllner, T., Loerincik, Y., Margni, M., Nemecek, T. & Simons, A. (2009). *Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods*. (Final report ecoinvent data v2.1, 3). Dübendorf: Swiss Centre for LCI.
- Hu, J. (2018). Human Alteration of the Nitrogen Cycle and Its Impact on the Environment. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, vol. 178, s. 012030
- IPCC (2006). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. (IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme). Japan: IGES.
- Jarvis, S., Hutchings, N., Brentrup, F., Olesen, J.E. & van de Hoek, K.W. (2011). Nitrogen flows in farming systems across Europe. I: Sutton, M.A., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, P., van Grinsven, H., & Grizzetti, B. (red.) *The European Nitrogen Assessment*. Cambridge: Cambridge University Press, ss. 211–228.
- Johansson, B., Kumm, K.-I., Nadeau, E. & Arnesson, A. (2010). *Kallpressad rapskaka eller rapsfrö till mjölkkor - mjölkproduktion och företagsekonomi*. Skara: Institutionen för husdjurens miljö och hälsa, SLU. Tillgänglig: https://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/hmh/hmh-pdf/rappskaka_rapsfro_mjolkkor.pdf [2019-01-03]
- Johnsson, H., Mårtensson, K., Lindsjö, A., Persson, K., Andrist-Rangel, Y. & Blombäck, K. (2016). *Läckage av näringsämnen från svensk åkermark - Beräkningar av normalläckage av kväve och fosfor för 2013*. (189). SMED. Tillgänglig: http://www.smed.se/wp-content/uploads/2016/05/SMED-Rapport-189-2016_Jordbruk.pdf [2018-11-13]
- Jordbruksverket (2018). *Jordbruksverkets Statistikdatabas*. *Jordbruksverkets Statistikdatabas*. Tillgänglig: <http://statistik.sjv.se/PXWeb/pxweb/sv/Jordbruksverkets%20statistikdatabas/?rxid=5adf4929-f548-4f27-9bc9-78e127837625> [2018-11-09]
- Kitsiou, D. & Karydis, M. (2011). Coastal marine eutrophication assessment: A review on data analysis. *Environment International*, vol. 37 (4), ss. 778–801
- Leach, A.M., Galloway, J.N., Bleeker, A., Erisman, J.W., Kohn, R. & Kitzes, J. (2012). A nitrogen footprint model to help consumers understand their role in nitrogen losses to the environment. *Environmental Development*, vol. 1 (1), ss. 40–66
- Leip, A., Britz, W., Weiss, F. & de Vries, W. (2011). Farm, land, and soil nitrogen budgets for agriculture in Europe calculated with CAPRI. *Environmental Pollution*, vol. 159 (11), ss. 3243–3253

- Leip, A., Weiss, F., Lesschen, J.P. & Westhoek, H. (2014). The nitrogen footprint of food products in the European Union. *The Journal of Agricultural Science*, vol. 152 (S1), ss. 20–33
- Livsmedelsverket (2017-12-15). *Livsmedelsdatabas*. *Livsmedelsverkets livsmedelsdatabas*. Tillgänglig: <http://www7.slv.se/SokNaringsinnehall> [2018-12-19]
- Löfkvist, K. (2018). Växthusodling
- Moberg, E., Andersson, M., Säll, S., Hansson, P.A. & Röös, E. (2019). *Determining the climate impact of food for use in a climate tax- design of a consistent model and transparent model*
- Naturvårdsverket (2003). *Ingen övergödning: underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2014). *National Inventory Report Sweden 2014 - Greenhouse gas emission inventories 1990-2012*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket (2017). *National Inventory Report Sweden 2017 - Greenhouse Gas Emission Inventories 1990-2015*. Stockholm.
- Naturvårdsverket (2018a). *Informative Inventory Report Sweden 2018*
- Naturvårdsverket (2018b). *National Inventory Report Sweden 2018 - Greenhouse Gas Emission Inventories 1990-2016*. Stockholm.
- Naturvårdsverket (2019). *Sveriges miljömål*. Tillgänglig: <http://www.sverigemiljomal.se/miljomalen/ingen-overgodning/> [2019-01-02]
- N-print.org N-print*. Tillgänglig: <http://www.n-print.org> [2019-01-20]
- Park, C. & Allaby, M. (2017a). Haber-Bosch process. *A Dictionary of Environment and Conservation*. Oxford University Press,
- Park, C. & Allaby, M. (2017b). Nitrogen cycle. *A Dictionary of Environment and Conservation*. Tillgänglig: <http://www.oxfordreference.com.ezproxy.its.uu.se/view/10.1093/acref/9780191826320.001.0001/acref-9780191826320-e-5433>
- Payen, S. & Ledgard, S.F. (2017). Aquatic eutrophication indicators in LCA: Methodological challenges illustrated using a case study in New Zealand. *Journal of Cleaner Production*, vol. 168, ss. 1463–1472
- Peoples, M.B., Hauggaard-Nielsen, H. & Jensen, E.S. (2009). The Potential Environmental Benefits and Risks Derived from Legumes in Rotations. *Agronomy Monograph*. American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America,
- Poore, J. & Nemecek, T. (2018). Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. *Science (New York, N.Y.)*, vol. 360 (6392), s. 987
- RISE (2011). *LCA Datafoder - Bete*. *LCA Datafoder*. Tillgänglig: <http://lcadatafoder.se/bete/> [2019-01-05]
- Robertson, G.P. & Vitousek, P.M. (2009). Nitrogen in Agriculture: Balancing the Cost of an Essential Resource. *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 34 (1), ss. 97–125
- Röös, E., Sundberg, C., Tidåker, P., Strid, I. & Hansson, P.-A. (2013). Can carbon footprint serve as an indicator of the environmental impact of meat production? *Ecological Indicators*, vol. 24 (Journal Article), ss. 573–581
- Schmidt, J.H. (2007). Life cycle assessment of rapeseed oil and palm oil. s. 277
- SDSN (2018). 15. *Nitrogen use efficiency in food systems – Indicators and a Monitoring Framework*. *Indicators and a monitoring framework - Launching a data revolution for the sustainable development goals*. Tillgänglig: <http://indicators.report/indicators/i-15/> [2018-12-18]

- Searchinger, T. (2013). *Creating a sustainable food future - A menu of solutions to sustainably feed more than 9 billion people by 2050*. (World Resources Report, 2013–14). World Resources Institute.
- Smaling, E.M.A., Roscoe, R., Lesschen, J.P., Bouwman, A.F. & Comunello, E. (2008). From forest to waste: Assessment of the Brazilian soybean chain, using nitrogen as a marker. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 128 (3), ss. 185–197
- Smil, V. (1999). Detonator of the population explosion. *Nature*, vol. 400 (6743), ss. 415–415
- Steffen, W., Richardson, K., Rockstrom, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., de Vries, W., de Wit, C.A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B. & Sorlin, S. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, vol. 347 (6223), ss. 1259855–1259855
- Sutton, M., Billen, G., Bleeker, A., Erisman, J.W., Grennfelt, P., Grinsven, H., Grizzetti, B., Howard, C. & Leip, A. (2011). Technical summary. *European nitrogen assessment*. ss. xxxv–lii.
- United Nations (2018-12-17). *Sustainable development goals. United Nations Sustainable Development Goals*. Tillgänglig: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/> [2018-12-18]
- Xue, X. & Landis, A.E. (2010). Eutrophication Potential of Food Consumption Patterns. *Environmental Science & Technology*, vol. 44 (16), ss. 6450–6456
- Zhang, X., Davidson, E.A., Mauzerall, D.L., Searchinger, T.D., Dumas, P. & Shen, Y. (2015). Managing nitrogen for sustainable development. *Nature*,. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature15743>

8 APPENDIX

8.1 INDATA

Tabell 1: Använd data för foderberäkningar. Fetter och fettsyror samt mineraler och salter ansågs ha en försumbar effekt på resultatet och därför beräknades inte inflöden och emissioner för dessa.

<i>Foder</i>	N deposition		Emissionsfaktorer NH₃-N + NO_x			Utlakning		Allokering	
	kg N/ha	Källa	Handels- gödsel	Organisk gödsel	Källa	Kg N/ha	Kg P/ha	Källa	-
<i>Höstvete</i>	5,56	(Andersson <i>et al.</i> 2011)	0,0309	0,1739	(Naturvårdsverket 2017)	30	0,51	(Moberg <i>et al.</i> 2019)	-
<i>Havre</i>	5,74	(Andersson <i>et al.</i> 2011)	0,0309	0,1739	(Naturvårdsverket 2017)	30	0,99	(Moberg <i>et al.</i> 2019)	-
<i>Korn</i>	5,73	(Andersson <i>et al.</i> 2011)	0,0309	0,1739	(Naturvårdsverket 2017)	35	0,75	(Moberg <i>et al.</i> 2019)	-
<i>Råg</i>	5,56	(Andersson <i>et al.</i> 2011)	0,0309	0,1739	(Naturvårdsverket 2017)	32	0,46	(Moberg <i>et al.</i> 2019)	-

Majs (Frankrike)	10	(EMEP 2018)	0,1	0,2	(IPCC 2006)	177 (kg NO ₃ ⁻ /ha)	0,22	(Flysjö et al. 2008)	-
Biprodukter från spannmål	Uppdelat på vete, havre, korn och råg								0,09 från spannmål
Fetter och fettsyror	Försumbar effekt								
Palmkärnexpeller (indonesien)	17,5	(Schmidt 2007)	0,1	0,2	(IPCC 2006)	353 (kg NO ₃ ⁻ /ha)	1,6	(Flysjö et al. 2008)	0,003 från palmodling
Raps, hel	6,46	(Andersson et al. 2011)	0,0309	0,1739	(Naturvårdsverket 2017)	46	0,39	(Moberg et al. 2019)	-
Raps, mjöl	6,46	(Andersson et al. 2011)	0,0309	0,1739	(Naturvårdsverket 2017)	46	0,39	(Moberg et al. 2019)	0,28 från raps
Mineraler och salter	Försumbar effekt								

<i>Sojamjöl (Brasilien)</i>	8	(Smaling <i>et al.</i> 2008)	0,1	0,2	(IPCC 2006)	93 (kg NO ₃ ⁻ /ha)	0,87	(Flysjö <i>et al.</i> 2008)	0,65 från sojaböner
<i>Ärter och bönor</i>	5,67	(Andersson <i>et al.</i> 2011)	0,0309	0,1739	(Naturvårdsverket 2017)	31	0,31;0,21	(Moberg <i>et al.</i> 2019)	-
<i>Biprodukter sockerindustri</i>	6,84	(Andersson <i>et al.</i> 2011)	0,0309	0,1739	(Naturvårdsverket 2017)	32	0,42	(Moberg <i>et al.</i> 2019)	0,2 från sockerbeta
<i>Annan proteinföda</i>	Delats upp på raps, soja och ärter								
<i>Gräs- och klövervall</i>	5,54	(Andersson <i>et al.</i> 2011)	0,0309	0,1739	(Naturvårdsverket 2017)	44 (kg NO ₃ ⁻ /ha)	0,02	(Flysjö <i>et al.</i> 2008)	-

Tabell 2: Förluster av olika livsmedel under olika skeden i produktion hämtade från Gustavsson *et al.* (2011).

	Efter skörd, förvaring	Förädling och förpackning	Distribuition till butik
<i>Spannmål</i>	4 %	10,5 %	2 %
<i>Rotfrukter</i>	9 %	15 %	7 %
<i>Oljefrön och baljväxter</i>	1 %	5 %	1 %
<i>Frukter och grönsaker</i>	5 %	2 %	10 %
<i>Kött</i>	-	5 %	4 %

Tabell 3: Använd indata för N deposition, proteinhalt, N-läckage till vatten och P-läckage till vatten för respektive gröda.

Livsmedel	N deposition		Proteinhalt		N-halt	Läckage		
	[kg N/ha]	Källa	Protein	Källa		[kg N/ha]	[kg P/ha]	Källa
Vintervete	5,56	(Andersson <i>et al.</i> 2011)	0,094	(Moberg <i>et al.</i> 2019)	0,0150	30	0,51	(Johnsson <i>et al.</i> 2016)
Vårvete	5,56		0,094		0,0150	34	0,59	
Råg	5,56		0,094		0,0150	32	0,46	
vinterkorn	5,73		0,094		0,0150	35	0,75	
vårkorn	5,73		0,094		0,0150	35	0,75	
Havre	5,74		0,094		0,0150	30	0,99	
Vinterraps	6,46		0,253	(Johansson <i>et al.</i> 2010)	0,0405	46	0,39	
Vårraps	4,49		0,253		0,0405	28	0,91	
Potatis	6,46		0,017	(Moberg <i>et al.</i> 2019)	0,0028	53	0,60	
Sockerbeta	6,84		0,012		0,0019	32	0,42	
Morot	6,84		0,007		0,0011	32	0,42	
Tomat	6,84		0,008		0,0013	0	0,00	
Gurka	6,84		0,008		0,0013	0	0,00	
Isbergssallad	6,84		0,008		0,0013	34	0,31	
Lök	6,84		0,012		0,0019	34	0,31	
Purjolök	6,84		0,016		0,0025	34	0,31	
Vitkål	6,84		0,011		0,0018	34	0,31	

<i>Blomkål</i>	6,84		0,019		0,0031	34	0,31	
<i>Broccoli</i>	6,84		0,035		0,0056	34	0,31	
<i>Äpple</i>	6,84		0,002		0,0003	34	0,31	
<i>Melon</i>	6,84		0,007		0,0010	0	0,00	
<i>Päron</i>	6,84		0,004		0,0006	34	0,31	
<i>Jordgubbe</i>	6,84		0,005		0,0008	34	0,31	
<i>Hallon</i>	6,84		0,012		0,0019	34	0,31	
<i>Ärta</i>	6,84		0,052		0,0083	31	0,31	
<i>Böna</i>	6,45		0,220		0,0352	31	0,21	
<i>Sojaböna</i>	8	(Smaling <i>et al.</i> 2008)	0,360		0,0576	93 (kg NO ₃ ⁻ /ha)	0,87	(Flysjö <i>et al.</i> 2008)

8.2 RESULTAT

Tabell 4: Samtliga resultat från studien.

<i>Produkt</i>	N-fotavtryck gN/kg	Övergödnings- potential Kg PO ₄ ³⁻ ekv./kg produkt	NUE _{nytt} N _{ut} /N _{in-nytt}	NUE _{tot} N _{ut} /N _{in-tot}	N _{ut} /ha/år	N _{in} /ha/år
<i>Vintervete</i>	30,56	0,00412	0,57	0,33	263,6	108,1
<i>Vårvete</i>	41,42	0,00637	0,51	0,27	219,6	72,8
<i>Råg</i>	25,57	0,00455	0,75	0,37	210,6	97,0
<i>vinterkorn</i>	28,15	0,00508	0,68	0,35	219,7	95,2
<i>vårkorn</i>	33,48	0,00623	0,66	0,31	198,7	76,6
<i>havre</i>	37,69	0,00667	0,64	0,29	189,7	67,3
<i>Vinterraps</i>	39,41	0,00867	0,85	0,51	282,5	153,1
<i>Vårraps</i>	73,55	0,01223	0,71	0,36	222,5	84,6
<i>Potatis</i>	7,39	0,00152	0,56	0,27	223,5	84,8
<i>Sockerbeta</i>	2,89	0,00052	0,82	0,40	221,8	122,1
<i>Morot</i>	0,99	0,00037	0,57	0,53	89,8	65,7
<i>Tomat</i>	1,15	0,00003	0,54	0,53	794,8	500,7
<i>Gurka</i>	0,15	0,00002	0,91	0,90	534,8	570,0
<i>Isbergssallad</i>	4,00	0,00079	0,26	0,25	110,8	32,3
<i>Lök</i>	1,91	0,00043	0,52	0,50	150,8	89,5
<i>Purjolök</i>	6,73	0,00074	0,28	0,27	226,8	73,1
<i>Vitkål</i>	2,29	0,00046	0,46	0,44	151,8	79,7
<i>Blomkål</i>	9,25	0,00117	0,26	0,25	184,8	55,3
<i>Broccoli</i>	11,23	0,00239	0,36	0,33	117,8	46,7
<i>Äpple</i>	3,29	0,00110	0,10	0,09	51,8	5,5
<i>Melon</i>	3,34	0,00006	0,25	0,24	210,8	59,7
<i>Päron</i>	3,91	0,00130	0,15	0,13	54,8	8,6
<i>Jordgubbe</i>	9,59	0,00317	0,09	0,08	51,8	4,7
<i>Hallon</i>	36,21	0,00590	0,05	0,05	106,8	6,4
<i>Ärter</i>	22,53	0,00316	0,29	0,27	136,8	39,5
<i>Bönor</i>	85,57	0,00789	0,30	0,29	222,5	69,4
<i>Soja</i>	8,25	0,00535	0,93	0,88	153,0	147,1

<i>Ägg</i>	52,08	0,01138	0,65	0,40		
<i>Kyckling</i>	94,06	0,01654	0,53	0,35		
<i>Griskött</i>	167,80	0,03048	0,49	0,28		
<i>Nötkött</i>	621,56	0,11587	0,55	0,34		