

Institut für Technische Chemie und Umweltchemie
Friedrich-Schiller-Universität Jena



Vergleichende ökologische Bilanzierung von Industriereinigern für Metalle

Forschungsprojekt: „Industriereiniger für Metalle aus nachwachsenden Rohstoffen“,
gefördert von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt
DBU-Fördernummer: AZ 22446-31

Ansprechpartner: Dr. Dana Kralisch

Inhaltsverzeichnis

1	Kurzfassung	7
2	Einführung	9
2.1	Hintergrund und Problemstellung	9
2.2	Zielstellung des Projektvorhabens	10
3	Grundlagen der Ökobilanzierung	13
3.1	Allgemeine Beschreibung	13
3.2	Systemgrenze, funktionelle Einheit und Abschneidekriterien	15
3.3	Software zur Unterstützung der Datenaufbereitung	15
4	Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens	16
4.1	Zielstellung der vergleichenden ökologischen Bilanz	16
4.2	Beschreibung des Untersuchungsgegenstandes	16
4.3	Funktionelle Einheit	17
4.4	Getroffene Annahmen	18
5	Die Sachbilanz	19
5.1	Die Datenbasis	19
5.2	Die Bilanzierung in Umberto	20
5.2.1	Alkylpolyglucoside	21
5.2.2	Phosphatersatzstoffe	23
5.2.3	Gerüststoffe	24
5.2.4	Alkylethoxylat.....	27
5.2.5	Anionisches Tensid.....	27
5.2.6	Weitere Reinigerkomponenten	27
6	Wirkungsabschätzung	29
6.1	Treibhauspotential	30
6.2	Kumulierter Energieaufwand	32
6.3	Abbau abiotischer Ressourcen	33
6.4	Flächeninanspruchnahme	35
6.5	Ozonabbaupotential	37
6.6	Potential zur Bildung von Photooxidantien	38
6.7	Versauerungspotential	40
6.8	Eutrophierungspotential	41
6.9	Humantoxizitätspotential	43
6.10	Ökotoxizitätspotential	45
7	Interpretation und Zusammenfassung	47
8	Anhang	49
9	Literaturverzeichnis	55

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Komponenten der alternativen Reinigerrezepturen	20
Tabelle 2: Input zur Darstellung von 1 T Alkylpolyglucosid aus Kokosöl nach Hirsinger ^[36]	22
Tabelle 3: Input zur fermentativen Darstellung von tri-Na-Citrat Dihydrat	26
Tabelle 4: Input zur fermentativen Darstellung von Na-Gluconat	26

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Rahmenmethodik einer Produkt-Ökobilanz nach DIN EN ISO 14040 ^[20]	14
Abbildung 2: Systemgrenzen der vergleichenden Bilanzierung	17
Abbildung 3: NaRo 2 –Hauptebene	21
Abbildung 4: Subebene Alkylpolyglucosid	23
Abbildung 5: Subebene tri-Na-Citrat Dihydrat	25
Abbildung 6: Subebene Saccharose	25
Abbildung 7: Subebene Natriumdihydrogen-phosphat	25
Abbildung 8: Subebene Na-Gluconat	27
Abbildung 9: Wirkkategorie Treibhauseffekt; Szenario 1	30
Abbildung 10: Wirkkategorie Treibhauseffekt, Aufgliederung der Prozesse zur Na-Gluconat-Gewinnung	31
Abbildung 11: Wirkkategorie Treibhauseffekt; Szenario 2	31
Abbildung 12: Wirkkategorie kumulierter Energieaufwand; Szenario 1	32
Abbildung 13: Wirkkategorie kumulierter Energieaufwand; Szenario 2	33
Abbildung 14: Wirkkategorie Abbau abiotischer Ressourcen; Szenario 1	34
Abbildung 15: Wirkkategorie Abbau abiotischer Ressourcen; Szenario 2	34
Abbildung 16: Wirkkategorie Flächeninanspruchnahme, Szenario 1	35
Abbildung 17: Wirkkategorie Flächeninanspruchnahme, Szenario 2	36
Abbildung 18: Wirkkategorie Flächeninanspruchnahme, Aufgliederung der Prozesse zur Alkylpolyglycosid-Gewinnung	36
Abbildung 19: Wirkkategorie Ozonabbau; Szenario 1	37
Abbildung 20: Wirkkategorie Ozonabbau; Szenario 2	38
Abbildung 21: Wirkkategorie Photooxidantienbildung; Szenario 1	39
Abbildung 22: Wirkkategorie Photooxidantienbildung; Szenario 2	39
Abbildung 23: Wirkkategorie Versauerung; Szenario 1	40
Abbildung 24: Wirkkategorie Versauerung; Szenario 2	41
Abbildung 25: Wirkkategorie Eutrophierung; Szenario 1	42
Abbildung 26: Wirkkategorie Eutrophierung; Aufgliederung der Prozesse zur Na-Gluconat-Gewinnung	42
Abbildung 27: Wirkkategorie Eutrophierung; Szenario 2	43
Abbildung 28: Wirkkategorie Humantoxizität; Szenario 1	44
Abbildung 29: Wirkkategorie Humantoxizität; Szenario 2	45
Abbildung 30: Wirkkategorie Süßwasserökotoxizität; Szenario 1	46
Abbildung 31: Wirkkategorie Süßwasserökotoxizität; Szenario 2	46

Abbildung 32:	Wirkkategorie Ökotoxizität in marinen Gewässern; Szenario 1	49
Abbildung 33:	Wirkkategorie Ökotoxizität in marinen Gewässern; Szenario 2	49
Abbildung 34:	Wirkkategorie Ökotoxizität in Böden; Szenario 1	50
Abbildung 35:	Wirkkategorie Ökotoxizität in Böden; Szenario 2	50
Abbildung 36:	Wirkkategorie Ökotoxizität in Süßgewässersedimenten; Szenario 1	51
Abbildung 37:	Wirkkategorie Ökotoxizität in Süßgewässersedimenten; Szenario 2	51
Abbildung 38:	Wirkkategorie Ökotoxizität in marinen Sedimenten; Szenario 1	52
Abbildung 39:	Wirkkategorie Ökotoxizität in marinen Sedimenten; Szenario 2	52

1 Kurzfassung

Die vorliegende Studie enthält einen Vergleich der Umweltlasten dreier Reinigerrezepturen für wässrige Industriereiniger von Metalloberflächen. Diese kommen vor allem zum Reinigen und Entfetten vor Beizvorgängen oder dem Aufbringen von Konversionsüberzügen, metallischen Überzügen und organischen Beschichtungen zur Anwendung.

Die Studie ist Bestandteil des Projektvorhabens „Industriereiniger für Metalle aus nachwachsenden Rohstoffen“, an dem sich das Institut für Korrosionsschutz (IKS), Dresden, die Friedrich-Schiller-Universität, Jena, sowie ein Produzent für Metallreiniger, die NABU-Oberflächentechnik GmbH, Stulln, beteiligen. Ziel der Kooperation ist eine weitreichende Substitution petrochemisch gewonnener Rohstoffe bei der Herstellung wässriger Industriereiniger für Metalle, um eine Senkung der derzeit auftretenden Netto-Emissionen von Kohlendioxid zu erreichen. Hierfür sollen Inhaltsstoffe aus nachwachsenden Rohstoffen in einem möglichst großen Umfang etabliert werden.

Eine Quantifizierung der Umweltbelastungspotentiale, die aus dem Einsatz der neu entwickelten Reinigerrezepturen im Vergleich zum Stand der Technik resultieren, sollte dieses Ziel unterstützen. Vor diesem Hintergrund wurde nach der Hälfte der Projektlaufzeit eine detaillierte Analyse des Anteils einzelner Reinigerkomponenten an der Gesamtumweltlast der alternativen Reiniger vorgenommen. Sie diene zur Aufdeckung von Schwachstellen, zur Optimierung der Rezepturen unter ökologischen Aspekten und darüber hinaus als Entscheidungshilfe bei der Erstellung von weiteren Rezepturen.

Die Bewertung der Umweltlasten der alternativen wässrigen Industriereiniger erfolgte in Anlehnung an die Methodik der Ökobilanz. Sie beruhte auf den Projektergebnissen, die vom IKS Dresden bis zum Meilenstein des Projektvorhabens erzielt wurden. Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung zeigen teilweise deutliche ökologische Vorteile der neu entwickelten Reinigerrezepturen mit einem erhöhten Anteil an nachwachsenden Rohstoffen gegenüber dem Stand der Technik. Eine Ausnahme stellt allein die Wirkkategorie Flächeninanspruchnahme dar. Hier ist mit einer Erhöhung zu rechnen.

2 Einführung

2.1 Hintergrund und Problemstellung des Vorhabens

Das Projektvorhaben beschäftigt sich mit dem Einsatz nachwachsender Rohstoffe für wässrige Industriereiniger von Metalloberflächen. Die genannten Industriereiniger dienen vor allem zum Reinigen und Entfetten vor Beizvorgängen oder dem Aufbringen von Konversionsüberzügen, metallischen Überzügen und organischen Beschichtungen.

Die Oberflächenvorbehandlung von Metalloberflächen für Korrosionsschutzverfahren erfolgt vorwiegend mit wässrigen Industriereinigern, die aus Tensiden und Gerüststoffen aufgebaut sind. Im Gegensatz dazu spielen für dieses Anwendungsgebiet Reiniger aus organischen Lösemitteln insgesamt gesehen eine untergeordnete Rolle. Pflanzenölester werden teilweise als Lösemittelreiniger verwendet.

Wässrige Industriereiniger für Metalloberflächen werden meist nach ihrem pH-Wert eingeteilt^[1]. Die größte Bedeutung haben dabei alkalische Reiniger erlangt. Meist erreichen sie die beste Entfettungswirkung. Saure Reiniger, auch Beizentfetter genannt, dienen zum kombinierten Entfetten und Beizen in einem gemeinsamen Behandlungsschritt. Sie sind daher besonders für vereinfachte Vorbehandlungstechnologien mit wenigen Einzelstufen, wie sie in KMU-Betrieben eingesetzt werden, von Bedeutung. Zum kombinierten Entfetten und Phosphatieren beispielsweise von Stahl werden schwach saure Reiniger eingesetzt. Neutralreiniger eignen sich im Korrosionsschutz wegen ihrer begrenzten Entfettungswirkung meist nur für eine Vorreinigung.

In allen Gruppen dieser wässrigen Industriereiniger werden Tenside zum Benetzen, Entfetten, Emulgieren und Dispergieren verwendet. Alkalische Industriereiniger für Metalle enthalten außerdem als zweite wichtige Komponente Gerüststoffe, die auch als *Builder* bezeichnet werden. Dazu kommen ergänzend Stoffe wie Puffersubstanzen, Komplexbildner, Schaumregulatoren, Korrosionsinhibitoren und Lösungsvermittler.

Sowohl die organischen Tenside als auch die gewöhnlich anorganischen Gerüststoffe für Metallreiniger werden unter Verwendung fossiler Rohstoffe wie z.B. Erdöl, Erdgas, Kohle, Steinsalz, Apatit und weiterer mineralischer Komponenten hergestellt. Damit ist ein Verbrauch abiotischer Ressourcen verbunden. Außerdem entstehen erhebliche Emissionen des Treibhausgases Kohlendioxid.

Obwohl die in wässrigen Industriereinigern verwendeten Inhaltsstoffe überwiegend die gesetzlichen Vorgaben zur biologischen Abbaubarkeit erfüllen, ist deren

biologische Abbaubarkeit unter anaeroben Bedingungen teilweise eingeschränkt. Bei verschiedenen technischen Stoffklassen ist zudem die Bioverträglichkeit nicht immer ausreichend gegeben. Entstehende Abbauprodukte sind teilweise nicht unbedenklich hinsichtlich ihrer Toxizität in der Umwelt. Anorganische Gerüststoffe führen zu einer Aufsalzung von Abwässern. Phosphate bewirken wegen ihrer Düngewirkung eine Eutrophierung von Gewässern.

Im Gegensatz dazu ist die Herstellung organischer Inhaltsstoffe von wässrigen Industriereinigern für Metalloberflächen auch auf der Basis nachwachsender Rohstoffe möglich.

Durch Biosynthese entsteht weltweit jährlich eine Biomasse von etwa 170 Mrd. t, wobei 75 % auf Kohlenhydrate, 20 % auf Lignin und 5 % auf sonstige Stoffe wie z.B. Öle, Fette und Proteine entfallen^[2]. Davon werden von den Menschen lediglich 6 Mrd. t/a genutzt und 300 Mio t/a entfallen auf eine Verwendung außerhalb des Nahrungsmittelsektors. Nachwachsende Rohstoffe verfügen somit über ein erhebliches Potential, dessen Nutzung bei weitem noch nicht ausgeschöpft ist.

Organische Reinigerbestandteile wie Tenside und Gerüststoffe können aus den nachwachsenden Rohstoffen Stärke, Saccharose, Glucose, Sorbitol, Isomaltulose, Zellulose und Pflanzenöl hergestellt werden^[2;3;4]. Citronen- und Gluconsäure ist fermentativ aus Saccharose/Glucose zugänglich. Glycerin entsteht in großen Mengen bei der Biodieselproduktion und auch bei der Fettspaltung^[5]. Lignin wird als Nebenprodukt der Zellstoffproduktion bisher kaum genutzt, sondern meist verbrannt.

Als petrochemisch gewonnene Tenside für Metallreiniger werden derzeit vor allem anionische und nichtionische Tenside verwendet. Dazu gehören Alkylbenzolsulfonate, Alkylsulfonate, Alkylethoxylate, Carbonsäureamidsulfonate, Alkylsulfate, Alkylethersulfate und Fettaminethoxylate^[6].

Die Anwendung von Tensiden aus nachwachsenden Rohstoffen erfolgt bisher hauptsächlich auf der Metallreinigung analogen Anwendungsgebieten für überwiegend nichtmetallische Substrate. Dazu gehören vor allem Waschmittel, Allzweckreiniger im Haushalt, Spülmittel, Körperpflegeprodukte, Textilhilfsmittel und technische Reiniger (Nahrungs- und Getränkeindustrie).

2.2 Zielstellung des Vorhabens

Das Vorhaben war auf eine Substitution petrochemischer Rohstoffe bei der Herstellung von Industriereinigern für Metalle ausgerichtet, um eine Senkung der derzeit auftretenden Netto-Emissionen von Kohlendioxid zu erreichen. Zur Herstellung von wässrigen Metallreinigern und deren Inhaltsstoffen wie Tensiden und Gerüststoffen sollten so weit wie möglich nachwachsende Rohstoffe zum Einsatz kommen. Über die Photosynthese der Pflanzen und einem biologischen Abbau der Organika wird Kohlendioxid hierbei im Kreislauf geführt.

Nachwachsende Rohstoffe waren zudem für die Produktion organischer Gerüststoffe vorgesehen. Dabei sollte eine Substitution der üblicherweise verwendeten Phosphate durch organische Builder vorgenommen werden.

Insgesamt wurde das Ziel verfolgt, den Einsatz nachwachsender Rohstoffe für wässrige Metallreiniger in einem möglichst großen Umfang zu etablieren.

Um dieses Ziel zu erreichen, arbeiteten in dem Vorhaben das Institut für Korrosionsschutz, Dresden, die Friedrich-Schiller-Universität, Jena, sowie ein Produzent für Metallreiniger, die NABU-Oberflächentechnik GmbH, Stulln, in enger Vernetzung zusammen. Das Institut für Korrosionsschutz (IKS) beschäftigte sich hierbei mit der Erarbeitung neuer Reinigerformulierungen und deren Testung. Die ökologischen Auswirkungen der vorgenommenen Veränderungen wurden daraufhin durch die Friedrich-Schiller-Universität ökobilanziell bewertet und einem Referenzreiniger der NABU-Oberflächentechnik GmbH gegenübergestellt. Die erhaltenen Ergebnisse dienten als Entscheidungshilfe und flossen direkt in die Entwicklungsarbeit der zweiten Projektphase. Somit konnte eine gezielte Verringerung der Gesamtumweltlast der neu entwickelten Basisformulierung eines Metallreinigers erreicht werden. Diese soll nach Projektende durch die NABU-Oberflächentechnik GmbH zu einem kommerziell vertriebenen Produkt ausgebaut werden.

3 Grundlagen der Ökobilanzierung

3.1 Allgemeine Beschreibung

Ökobilanzen, im englischsprachigen Raum als „Life Cycle Assessment“ (LCA) bekannt, stellen ein Hilfsmittel zur Quantifizierung und objektiven Beurteilung von anthropogenen Umweltbelastungen dar. Sie ermöglichen es, umweltrelevante Systeme und Problemstellungen in ihrer Gesamtheit zu erfassen, da der gesamte Lebensweg der Produkte betrachtet wird. Dies bedeutet, dass die Umweltauswirkungen, die bei Herstellung, Distribution, Nutzung und Verwertung/Entsorgung der Produkte entstehen, für die Kompartimente Luft, Boden und Wasser bilanziert und interpretiert werden. Die im Rahmen von Ökobilanzen erhobenen Daten werden zu Kenngrößen aggregiert, die eine Auswertung der vom betrachteten System ausgehenden ökologischen Belastung erlauben. Auf diese Weise ist es möglich, Alternativen zu vergleichen und ökologisch begründete Entscheidungen zu treffen. Weiterhin bietet eine Ökobilanz Unterstützung bei der Suche nach Schwachstellen und daraus abgeleiteter Handlungsempfehlungen. Sie ist somit ein Instrument zur Entscheidungsfindung.

In einem Leitfaden zur Durchführung von Ökobilanzen, herausgegeben vom Centroom for Milieuwetenschappen Leiden (CML), sind die Einsatzmöglichkeiten hierbei wie folgt formuliert^[7]: „LCA is more than just a study. The results of the study could be used in decision-making by industry, government and non-governmental organisations. They could guide decisions on investment, policy issues or strategy determination.“

Die Entwicklung der Ökobilanzierung begann in den 70er Jahren in den USA und in Deutschland^[8]. Auslöser waren vornehmlich der Bericht von Wissenschaftlern des MIT („Massachusetts Institute of Technology“) in den USA an den „Club of Rome“ über die „Grenzen des Wachstums“^[9] im Jahr 1972 und auch die Ölkrise im Jahr 1973. Sie führten dazu, dass die Themen der Ressourcenschonung sowie der Vermeidung von Umweltschäden sowohl im allgemeinen Bewusstsein der Bevölkerung als auch in der internationalen Politik einen hohen Stellenwert einnahmen. Die frühen Ökobilanzen basierten mehrheitlich auf der Bilanzierung und Bewertung von Stoff- und Energieströmen auf Sachbilanzebene. Hierbei wurden bereits auch heute noch aktuelle Kriterien wie Rohmaterialienverbrauch, Energiebedarf sowie Abfallbeseitigung betrachtet und gemäß des Grundansatzes einer Ökobilanz quantitativ und entlang des gesamten Lebensweges erfasst^[8]. Die Bezeichnung „Ökobilanz“ wurde durch das Schweizer Umweltamt in Bern geprägt, das den Begriff im Rahmen einer Studie über Materialien für Packstoffe im Jahr 1984 erstmals verwendete^[10]. Als weitere wegweisende Bilanzierungen in den 80er Jahren

wären die Studien von Sundström^[11] oder Boustead^[12] zu nennen. Seit dieser Zeit wurde die Methodik kontinuierlich weiterentwickelt^[13;14;15] und ist auch aktuell noch in der Entwicklung^[16;17;18]. An dieser Entwicklung haben drei internationale Institutionen, die „Society of Environmental Toxicology and Chemistry“ (SETAC), die „International Organization for Standardization“ (ISO) und das „United Nations Environmental Programme“ (UNEP) entscheidenden Anteil.

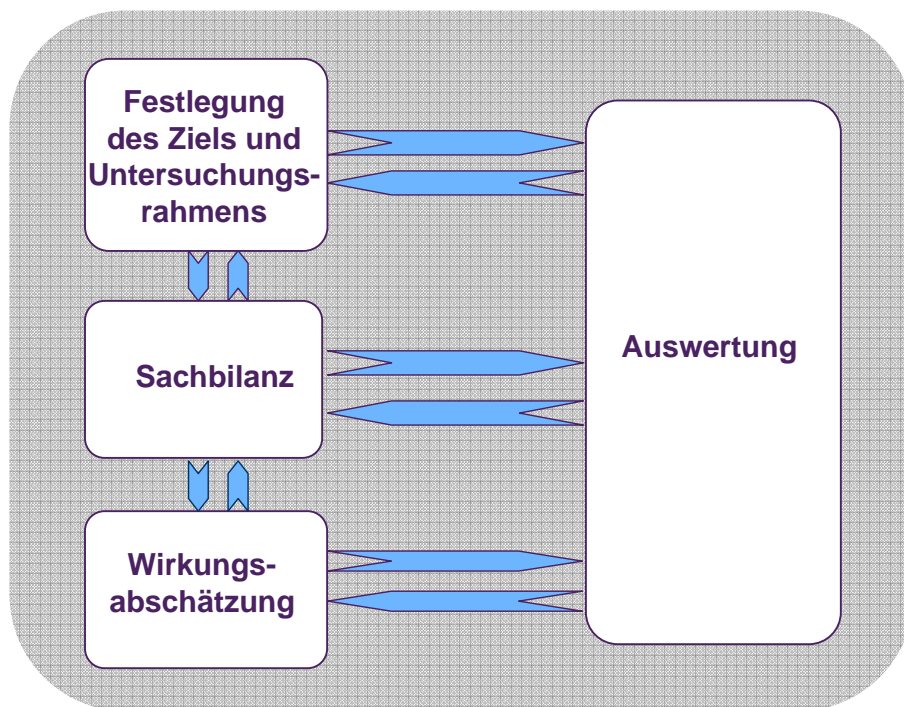


Abbildung 1: Rahmenmethodik einer Produkt-Ökobilanz nach DIN EN ISO 14040 ^[20]

Die Arbeit der SETAC begann im Bereich der Ökobilanzierung im Jahr 1989. Sie diente als wissenschaftliche Dachorganisation, die Entwickler und Anwender der LCA aus den Bereichen Wissenschaft, Industrie und Verwaltung vereinte. Meilensteine der Entwicklung stellten der durch die SETAC veröffentlichte „Code of Practice“^[19], ein Vorläufer der späteren ISO-Normen, sowie der Workshop in Leiden im Jahr 1991 dar.

Die Aktivitäten der ISO begannen im Jahr 1994 und mündeten in der ersten vollständigen Standardisierung der Ökobilanz unter ISO 14040 bis 14043^[20;21;22;23]. Entsprechend den Normen gliedert sich diese in die Teilbereiche (siehe auch Abbildung 1):

- Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens,
- Sachbilanz,
- Wirkungsabschätzung und
- Auswertung.

Im Jahr 2006 erfolgte dann eine Aktualisierung dieser Normen^[24,25]. In aktuellen Publikationen wie der von Rebitzer et al.^[18] oder durch das CML^[7] wird die Bezeichnung „Auswertung“ für den vierten Teilbereich auch durch „Interpretation“ ersetzt, um die Subjektivität des Bearbeiters und die Abhängigkeit bspw. von politischen Zielsetzungen, die in diesem Abschnitt zum Tragen kommen können, hervorzuheben.

Im Folgenden sollen zudem die Begriffe *Systemgrenze*, *funktionelle Einheit* sowie *Abschneidekriterium* näher erläutert werden, die bei der Erstellung einer Ökobilanz sowie der Interpretation ihrer Ergebnisse von großer Bedeutung sind.

3.2 Systemgrenze, funktionelle Einheit und Abschneidekriterien

Die *Systemgrenze* beschreibt die Tiefe einer Untersuchung. Sie legt z. B. fest, welche Phasen und Module einbezogen bzw. ausgegrenzt werden oder welche Indikatoren im Rahmen der Sach- oder Ökobilanz außer acht gelassen bzw. ausgegrenzt werden können. Systemgrenzen werden auf räumlicher, technischer und zeitlicher Ebene festgelegt^[21].

Die *funktionelle Einheit (FE)* stellt ein Maß für den Nutzen von Produkten/Produktsystemen o. ä. dar. Sie dient dazu, einen Bezug zu den Input-/Outputflüssen des Systems zu schaffen^[21].

Abschneidekriterien legen methodisch fest, an welchen Stellen der definierte Bilanzraum eines Stoff- oder Energiestroms abgebrochen wird.

3.3 Software zur Unterstützung der Datenaufbereitung

Mit der Etablierung von Ökobilanzen wurden spezielle Softwaretools entwickelt, die die Verarbeitung der anfallenden Daten erleichtern und vereinheitlichen. Es wurden Datenbanken aufgebaut, die Standarddaten zu Prozessen aus der Energiebereitstellung, Abfallbeseitigung, Werkstoffproduktion u. a. enthalten.

In dieser Arbeit wurde die Berechnung der Energie- und Stoffströme unter Zuhilfenahme der Software *Umberto 5.1*^[26] vorgenommen. Bei *Umberto* handelt es sich um eine Software zur Erstellung von Ökobilanzen auf der Basis von Stoffstromnetzen. Die betrachteten Systeme werden als ein Netz zusammenhängender „Verbindungen“ modelliert, die Transport-, Verarbeitungs-, Lagerungsmodule u. a. miteinander verknüpfen.

Neben eigenen Erhebungen bildeten die Input-/Outputbilanzen der in *Umberto* integrierten Datenbank *Ecoinvent 1.2*^[27] die Datengrundlage für die durchgeführten Berechnungen.

4 Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens

Die Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens ist der erste Schritt der Ökobilanzierung und beinhaltet die exakte Formulierung der Fragestellung, die räumliche, zeitliche und technische Begrenzung des Systems und die Definition der funktionellen Einheit. Getroffene Annahmen müssen dokumentiert werden^[21].

4.1 Zielstellung der vergleichenden ökologischen Bilanz

Das Ziel dieser Studie war ein Vergleich der Umweltlasten dreier Reinigerrezepturen für wässrige Industriereiniger von Metalloberflächen.

Die Quantifizierung ökologisch relevanter Daten sollte ein Bild über die jeweils hervorgerufenen Umweltlasten der alternativen Rezepturen liefern. Die detaillierte Analyse des Anteils einzelner Reinigerkomponenten an der Gesamtumweltlast, die aus dem Einsatz der Reinigerformulierung resultiert, sollte bestehende Schwachstellen aufzeigen und somit als Grundlage zur Optimierung der Rezepturen unter ökologischen Aspekten dienen. Der anschließende Vergleich der alternativen Reinigerformulierungen sollte den Projektpartnern zudem als Entscheidungshilfe bei der Erstellung weiterer Rezepturen dienen.

Zur Beurteilung der Umweltlasten der drei alternativen wässrigen Industriereiniger von Metalloberflächen wurden nach den Vorgaben des CML^[7] international anerkannte Wirkkategorien ausgewählt (siehe Kapitel 6), die eine Schwachstellenanalyse einzelner Lebenswegbausteine und einen Vergleich der Reinigerrezepturen ermöglichen.

4.2 Beschreibung des Untersuchungsgegenstandes

Entsprechend dem Ziel der Bilanzierung wurden die Prozesse zur Gewinnung der alternativen Metallreinigerformulierungen möglichst umfassend untersucht. Ausgehend vom jeweils betrachteten Verfahren wurden alle mit der Erfüllung des technischen Nutzens des Verfahrens in Zusammenhang stehenden Vor- und Nachprozesse, d.h. auch die nicht produktionsgebundenen Bereiche wie Rohstoff- und Energiebereitstellung etc., betrachtet. Die innerhalb der Systemgrenzen des betrachteten Bilanzraumes auftretenden Stoff- und Energieströme wurden in der Regel von ihrer Entnahme aus bzw. bis zu ihrer Abgabe in die Umwelt verfolgt und inventarisiert. Hierbei handelte es sich vor allem um Energiebereitstellungs-, Transport-, Verarbeitungs-, Abwasserbehandlungsprozesse. Die Umwelt dient

hierbei als Quelle (z.B. Entnahme von Rohöl aus der Lagerstätte) bzw. als Senke (z.B. CO₂ Emissionen in die Atmosphäre) von Stoffströmen.

Die vorliegende vereinfachte Ökobilanz diente der Beurteilung der bis zum Projektmeilenstein erreichten Ergebnisse des Projektpartners IKS Dresden. Die Bilanzierung erfolgte lediglich bis zum Werktor des jeweiligen Herstellers des Industriereinigers, da der weitere Lebensweg der nach Gebrauch zu entsorgenden Reinigerkomponenten zum derzeitigen Stadium der Entwicklung noch nicht bekannt ist (siehe Abbildung 2).

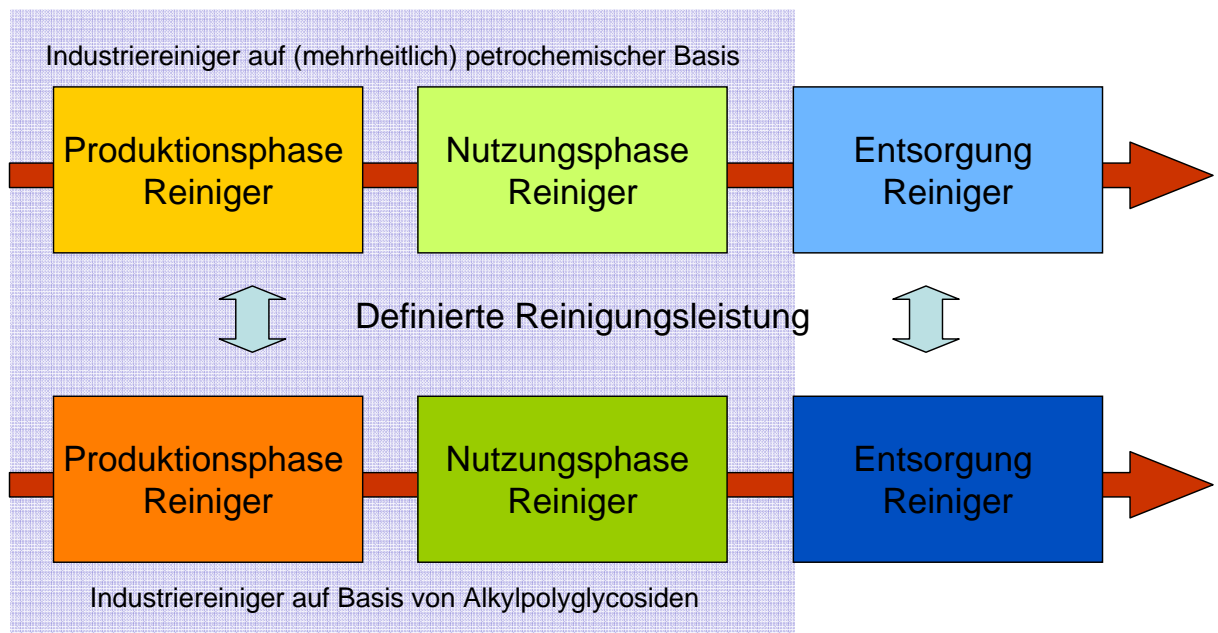


Abbildung 2: Systemgrenzen der vergleichenden Bilanzierung

Hierfür sind ausführliche Untersuchungen zur Belastung der Waschlösungen nach Gebrauch (TOC, AOX etc.) sowie zur Bioabbaubarkeit der organischen Komponenten erforderlich, die bis dato nicht durchgeführt wurden.

4.3 Funktionelle Einheit

Als funktionelle Einheit FE, d. h. als die Einheit, auf die alle Ergebnisse der Bilanzierung zur Normierung bezogen werden, wurden 1000 m² gereinigte Al-Oberfläche festgelegt. So werden die Input- und Outputströme der Reinigeralternativen vergleichbar.

4.4 Getroffene Annahmen

Die bereits in der Entwicklungsphase der alternativen Reinigerformulierungen verfügbare Datenbasis erforderte einige Annahmen, die nachfolgend aufgeführt sind.

- An mehreren Stellen im Herstellprozess der Reinigeralternativen kommen organische sowie anorganische Kaliumverbindungen zum Einsatz. Es wurde angenommen, dass die Bereitstellung der analogen Natriumverbindungen ähnliche Umweltbelastungspotentiale zur Folge hat und diese zur Abschätzung herangezogen werden können.
- Die Bilanzierung einiger, in Kapitel 5 näher beschriebener Prozessabschnitte, erforderte Input/Outputbilanzen von Verbindungen, für die keine derartigen Daten in der Literatur zugänglich waren. In diesen Fällen wurde angenommen, dass den Umweltbelastungspotentiale aus den kumulierten Daten der einzelnen Vorketten aller Ausgangsstoffe der jeweiligen Verbindung abgeschätzt werden können.

5 Die Sachbilanz

Im Rahmen der Sachbilanz, dem zweiten Schritt einer Ökobilanz, wurde der Lebensweg der Reinigerformulierungen betrachtet. Hierfür wurden die Stoff- und Energieströme von der Förderung der Rohstoffe, über deren Transport, Lagerung und Verarbeitung bis hin zum Gebrauch der Produkte und deren Entsorgung bzw. Recycling quantifiziert. In einem ersten Schritt wurden zunächst Prozessstrukturen modelliert, auf deren Grundlage dann die erforderlichen Daten erhoben wurden. Darauf aufbauend wurden die Stoff- und Energieflüsse hinsichtlich der Systemgrenzen als Input-/ Output-Größen deklariert und von der Aufnahme aus der Umwelt bis zur Abgabe in die Umwelt bilanziert, wobei auftretende Allokationen in die Berechnung einbezogen wurden^[21]. Als *Input-/ Outputgrößen* werden hierbei Stoffe und Energien bezeichnet, die für diese Größen ausgewiesen werden und in ein Modul (kleinste Untersuchungseinheit) einfließen bzw. aus einem Modul ausfließen^[28].

5.1 Die Datenbasis

Die Bilanzierung beruht auf den Rezepturen der alternativen Reiniger sowie deren Reinigungsleistung. Hierbei wurden zwei im Vorhaben neu entwickelte Reinigerrezepturen (NaRo 1 und NaRo 2) mit einem erhöhten Anteil an Komponenten aus nachwachsenden Rohstoffen einem Referenzreiniger gegenübergestellt. Dieser Referenzreiniger symbolisiert den derzeitigen Stand der Technik und ist Teil der Produktpalette der NABU-Oberflächentechnik, GmbH. Die Rezeptur des Referenzreinigers wird auf Wunsch des Projektpartners in allgemeiner Form wiedergegeben. In Tabelle 1 ist daher lediglich die Zusammensetzung der Modellreiniger NaRo 1 und NaRo 2 im Detail dargestellt.

Als Vergleichsbasis der drei alternativen Reinigerformulierungen diente die Reinigung von 1000 m² Al-Oberfläche im Tauchverfahren als funktionelle Einheit. Hierbei wurde von einem Flächendurchsatz der Entfettung von 1,25 m² Al-Oberfläche/L Bad ausgegangen.

Um die Auswirkung verschiedener Dosierungen der Reiniger in die Bilanzierung aufzunehmen, wurden zwei Szenarien betrachtet:

Szenario1:

Reinigerkonzentration jeweils: 50 g / L Bad

Szenario 2:

Reinigerkonzentration NaRo 1: 50 g / L Bad

Reinigerkonzentration NaRo 2: 30 g / L Bad

Reinigerkonzentration Referenzreiniger: 30 g / L Bad

In Szenario 2 wurde somit von einer Verringerung der Reinigerkonzentration für NaRo 2 und für den Referenzreiniger bei gleich bleibender Reinigungsleistung ausgegangen. Dies entsprach den Ergebnissen des Projektpartners IKS Dresden.

Tabelle 1: Komponenten der alternativen Reinigerrezepturen

Komponente	NaRo 1 [Gew.-%]	NaRo 2 [Gew.-%]	Referenz +/- ja/ nein
Alkylpolyglucosid (50 %ig) auf Kokosölbasis	8	8	-
Alkylethoxylat, petrochemisch	-	-	+
Anionisches Tensid, petrochemisch	-	-	+
Na-Gluconat	2	5	+
tri-Na-Citrat Dihydrat	2	3	-
Org. Phosphonsäure	-	-	+
Na-Polyphosphat	-	5	+
Na-Pyrophosphat Decahydrat	7	-	-
Na-Carbonat	7	5	-
Na-Hydroxid	3	3	+
Summe	29	29	
Wasser	Rest	Rest	+

Nachfolgend wird die Vorgehensweise bei der Erstellung der Sachbilanz der alternativen Reinigerformulierungen beschrieben.

5.2 Die Bilanzierung in Umberto

Wie bereits in Abschnitt 3.3 beschrieben, kann die Erstellung von Stoffstromnetzen als Grundlage der Ökobilanzierung mit Hilfe der Software Umberto vorgenommen werden. Abbildung 3 enthält die Überführung des Prozessschrittes der

Reinigerherstellung in ein derartiges Stoffstromnetz am Beispiel des Modellreinigers NaRo 2. Eine nähere Erläuterung der Symbolik ist im Anhang aufgeführt.

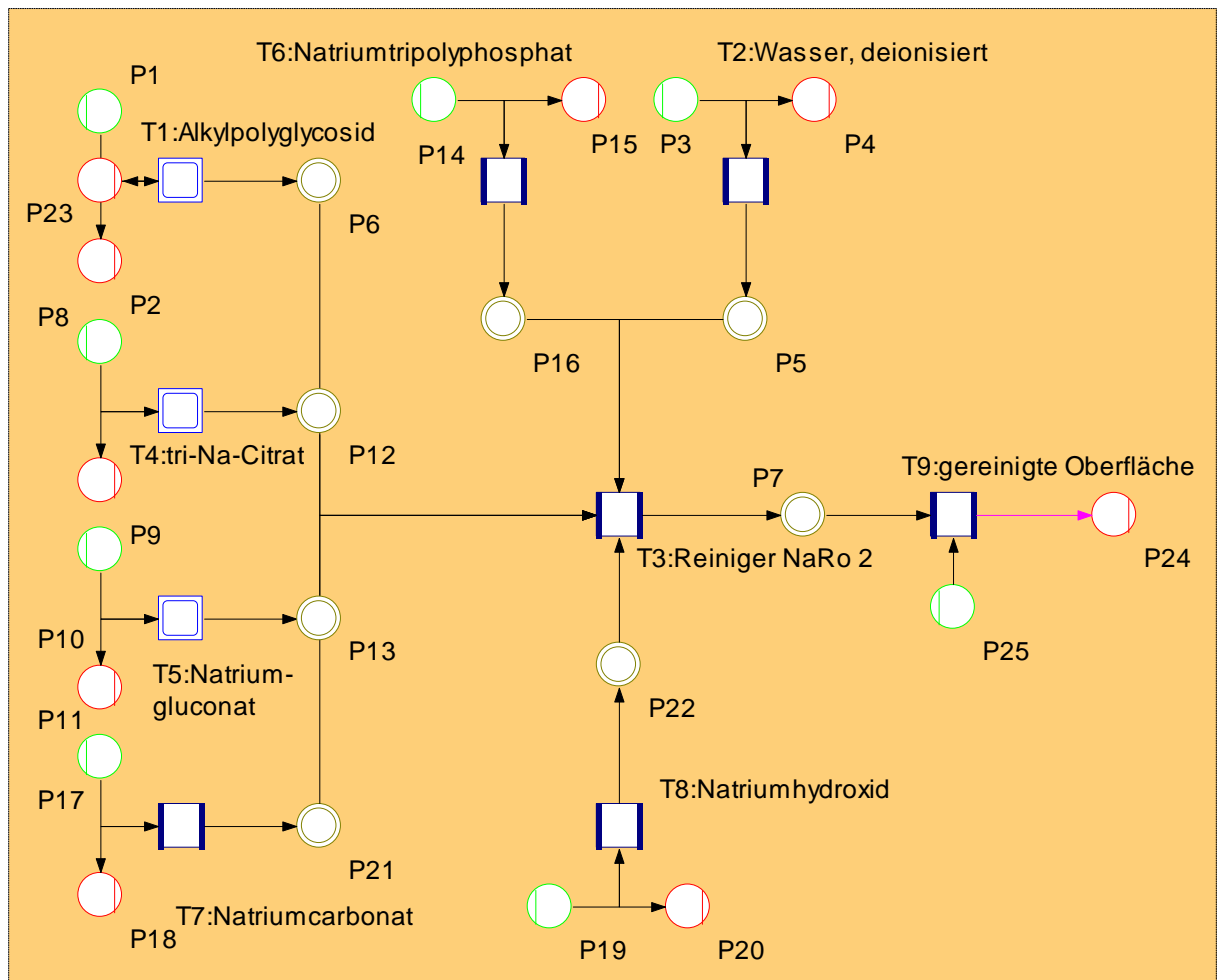


Abbildung 3: NaRo 2 –Hauptebene

Die Input/Output-Bilanzen für die jeweiligen zum Einsatz kommenden Stoffe wurden der Ecoinvent-Datenbank v. 1.2^[27] entnommen bzw. über die Vorkette ihrer Ausgangsstoffe abgeschätzt (siehe hierzu auch Abschnitt 4.4). Im Weiteren wird auf die Modellierung der Herstellung der Inhaltsstoffe Alkylpolyglucosid, Phosphonsäure, Polyphosphat bzw. Pyrophosphat, Citrat, Gluconat, Alkylethoxylat sowie des anionischen Tensids in das Stoffstromnetz näher eingegangen.

5.2.1 Alkylpolyglucoside

Alkylpolyglucoside sind aufgrund ihrer Umweltverträglichkeit und ihrer dermatologischen sowie physikalisch-chemischen Eigenschaften von großer technischer Bedeutung für die Tensidproduktion. Sie werden aus Kohlenhydraten, wie z.B. Stärke und Pflanzenöl bzw. Fettalkoholen hergestellt^[3;29]. Prinzipiell können die Eigenschaften durch eine Verlängerung der Alkylkette in Richtung Emulgator und

Entschäumer variiert werden^[30]. Alkylpolyglucoside dienen zur Formulierung von Waschmitteln, Reinigungsmitteln und Körperpflegeprodukten^[31;32]. Außerdem finden Alkylpolyglucoside in der Textilveredlung und zur Formulierung von Pflanzenschutzmitteln Verwendung. Die physikochemischen Eigenschaften von Alkylpolyglucosiden wie Phasenverhalten, Grenzflächeneigenschaften, Rheologie und die Bildung von Mikroemulsionen weisen auf interessante anwendungstechnische Eigenschaften hin^[33;34;35;36].

Ihre Darstellung erfolgt durch eine direkte Acetalisierung langkettiger linearer Fettalkohole durch Glucose. Die Bestimmung der Stoff- und Energieströme, die sich aus der Produktion von Alkylpolyglucosiden ergeben, wurde mit Hilfe der Arbeiten von Hirsinger^[37] vorgenommen. Laut Hirsinger werden für die Darstellung von 1 t Alkylpolyglucosiden aus in Kokosöl enthaltenen Fettalkoholen die in Tabelle 2 dargestellten Rohstoffe benötigt. Hierbei entsteht 135 kg Abfall, der in einer Reststoffdeponie gelagert wird.

Tabelle 2: Input zur Darstellung von 1 t Alkylpolyglucosid aus Kokosöl nach Hirsinger^[37]

	Rohstoff [kg]	Energieträger [kg]
Erdöl	0	153
Erdgas	18,2	220
Kohle	1	247
Kokosnussschalen	0	65
Kokosöl	197	0
Stärke	631	0
Schwefel	1	0
Natriumchlorid	4	0
Kalkstein	77	0
N-Dünger	12,7	0
P-Dünger	6,8	0
K-Dünger	9,6	0

Die Bilanzierung der Vorketten der eingesetzten Rohstoffe konnte direkt auf Basis von in der Ecoinvent-Datenbank enthaltenen Input-/Output-Bilanzen vorgenommen werden. Der Abbildung der N-Dünger-Vorkette wurde gemäß den Vorgaben von Hirsinger eine Darstellung unter Verwendung von Ammoniak zu Grunde gelegt. Die

Modellierung der Produktion des K-Düngers erfolgte über die Kaliumchlorid und eine anschließende Umwandlung in Kaliumoxid. Im Falle des P-Düngers erfolgt die Herstellung gemäß den Angaben von Hirsinger zu gleichen Teilen aus Single-Superphosphat sowie Triple-Superphosphat. Abbildung 4 enthält eine Darstellung der Sub-Ebene Alkylpolyglycosid, die in Umberto erstellt wurde.

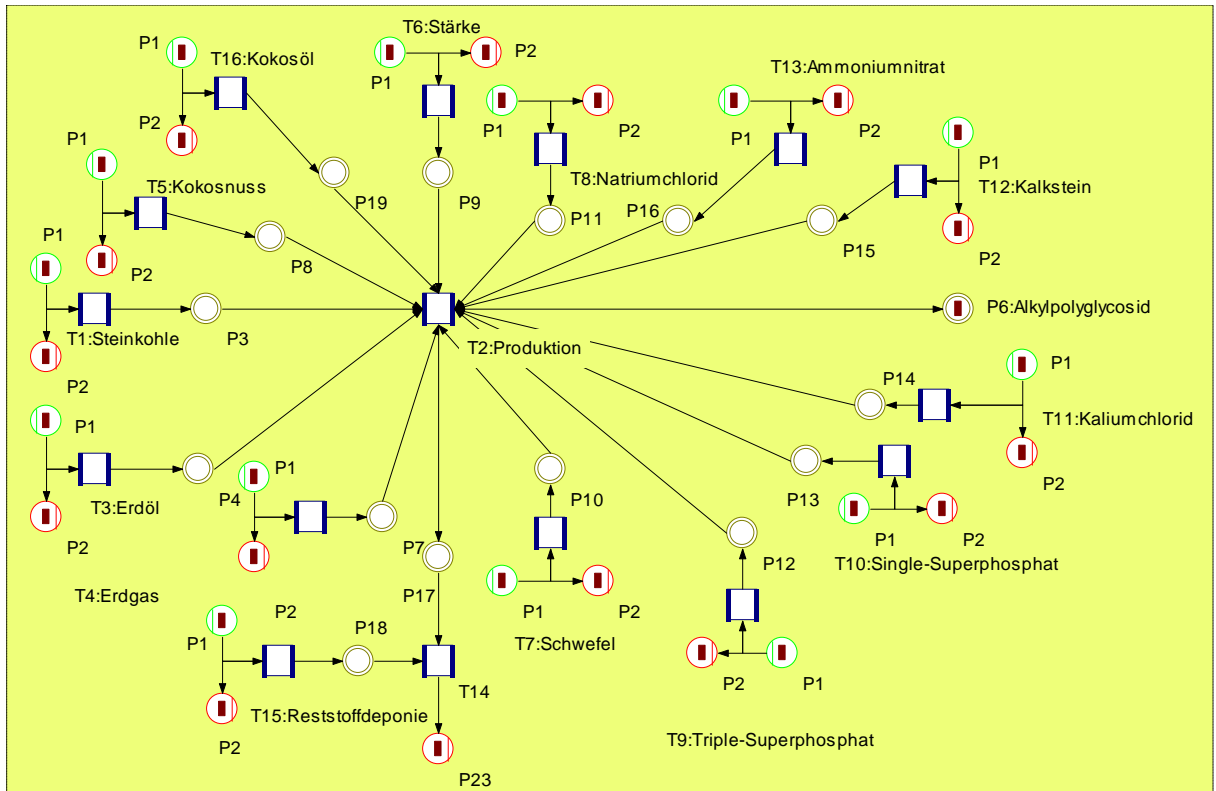


Abbildung 4: Subebene Alkylpolyglucosid

5.2.2 Phosphatersatzstoffe

Als Phosphatersatzstoffe in wässrigen Metallreinigern sind Aminopolycarbonsäuren, Hydroxypolycarbonsäuren, Polyhydroxycarbonsäuren, Benzolhexacarbonsäuren, Polycarbonsäuren und Phosphonsäuren vorgeschlagen worden. Phosphatersatzstoffe haben sich in wässrigen Metallreinigern bisher nicht durchgängig etablieren können.

Die in Tabelle 1 aufgeführten Reinigeralternativen enthalten eine organische Phosphonsäure, Polyphosphate bzw. Pyrophosphate. Während die Vorkette von Na-Polyphosphat in der o.g. Ecoinvent-Datenbank enthalten war, war es im Falle des Na-Pyrophosphat-Decahydrates ($\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7 \cdot 10 \text{H}_2\text{O}$) und der Phosphonsäure notwendig, die mit ihrer Herstellung einhergehenden Umweltlasten über ihre Ausgangsstoffe abzuschätzen. Diese sind im Falle des Na-Pyrophosphat-Decahydrates Phosphorsäure, Natriumcarbonat und Wasser und im Falle der

organischen Phosphonsäure Phosphorsäure und die organischen Komponenten (auf diese kann aus Vertraulichkeitsgründen nicht näher eingegangen werden).

5.2.3 Gerüststoffe

Gerüststoffe (Builder) verbessern die Wirkung von Tensiden durch Synergieeffekte und steigern auf diese Weise die Entfettungswirkung entscheidend. In wässrigen Industriereinigern für Metalloberflächen werden vorwiegend anorganische Salze und Hydroxide eingesetzt. Dazu gehören Carbonate, Phosphate, Silikate, Borate und Alkalihydroxide^[6].

Als organische Gerüststoffe dienen z.B. in Waschmitteln und Reinigungsmitteln Citrate, Gluconate und Polycarboxylate (Polyacrylate). Außerdem werden Polyasparaginsäure und Iminodibernsteinsäure (Aminopolycarbonsäure) als biologisch abbaubare Gerüststoffe verwendet^[38]. Polyacrylate gelten wie Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA) als biologisch nicht gut abbaubar. Carboxylierte Stärke wird als Gerüststoff in Waschmitteln vorgeschlagen^[2]. In die Untersuchungen des IKS Dresden wurden Citrate sowie Gluconate einbezogen. Die Abbildung der Vorkette dieser Substanzen im Rahmen des Umberto-Netzwerkes ist nachfolgend näher beschrieben.

5.2.3.1 tri-Na-Citrat Dihydrat

Citrate werden nahezu vollständig fermentativ gewonnen. Laut Ullmann^[39] wird Saccharose aus Rohr- bzw. Rübenzucker eingesetzt und mit Hilfe des Mikroorganismus *Aspergillus niger* das Produkt Citronensäure erhalten. Hierbei kommen im hauptsächlich verwendeten Oberflächenverfahren neben Saccharose als Edukt die Nährmittel Ammoniumnitrat, Kaliumdihydrogenphosphat, Magnesiumsulfat, Zinksulfat sowie Kaliumhexacyanoferrat(II) zum Einsatz (korrespondierendes Stoffstromnetz siehe Abbildung 5). Die Ausbeute an Citronensäure liegt bei 77 %. Für die vorliegende Bilanzierung wurde der ausschließliche Einsatz von Rübenzucker aus heimischer Produktion als C-Quelle angenommen (siehe Abbildung 6).

Die Bereitstellung des Nährstoffes Kaliumdihydrogenphosphat wurde über die in der Ecoinvent-Datenbank vorhandenen Vorketten von Natriumphosphat und Phosphorsäure abgeschätzt (siehe Abbildung 7). Hierbei wurde von einem stöchiometrischen Verhältnis von 1:2 ausgegangen. Ähnliches gilt für die Verbindung Kaliumhexacyanoferrat(II). Diese wurde ebenfalls über die stöchiometrischen Verhältnisse der Vorstufen Eisensulfat und Natriumcyanid (statt der ebenfalls nicht vorhandenen Kaliumverbindung) abgebildet.

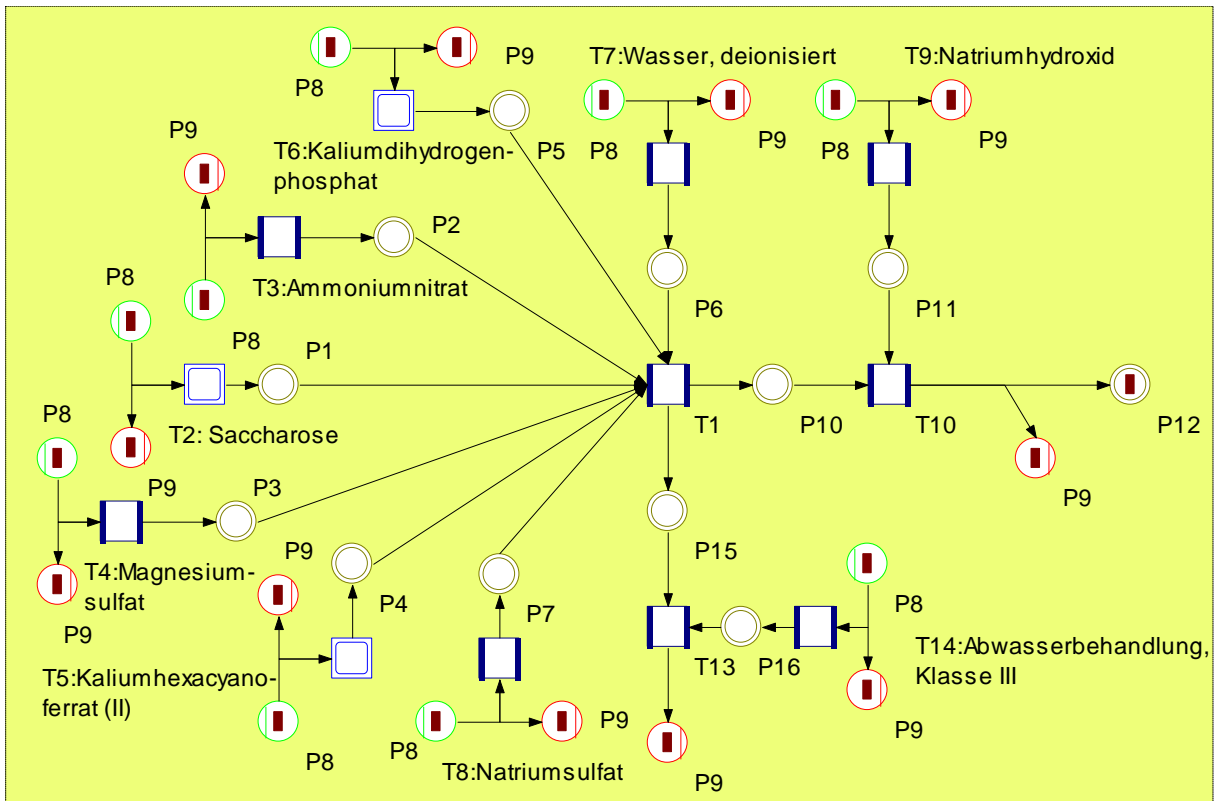


Abbildung 5: Subebene tri-Na-Citrat Dihydrat

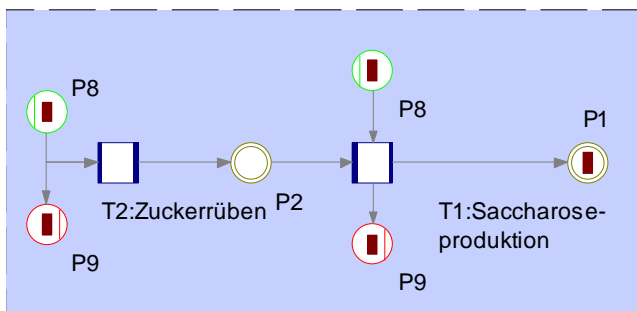


Abbildung 6: Subebene Saccharose

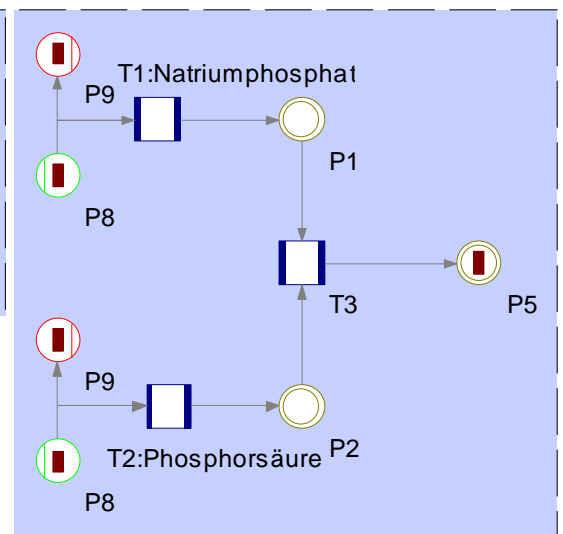


Abbildung 7: Subebene Natriumdihydrogenphosphat

Dem fermentativen Prozess schließen sich die Bildung des tri-Na-Citrat Dihydrates nach Zugabe von Natriumhydroxid sowie eine Aufbereitung des anfallenden Abwassers an. Es kommen je Kilogramm tri-Na-Citrat Dihydrat folgende Mengen an Edukten und Hilfsstoffen zum Einsatz:

Tabelle 3: Input zur fermentativen Darstellung von tri-Na-Citrat Dihydrat

Input	Einsatz in kg / kg tri-Na-Citrat Dihydrat
Saccharose	714
Kaliumhydrogenphosphat	2,8
Ammoniumnitrat	9,5
Magnesiumsulfat	0,7
Natriumsulfat	0,2
Kaliumhexacyanoferrat(II)	6,0
Wasser, deionisiert	3.230

5.2.3.2 Na-Gluconat

Die Darstellung von Gluconaten erfolgt laut Ullmann^[40] über die Oxidation von Glucose überwiegend auf biochemischem Wege. Darüber hinaus ist auch die chemische, katalytisch-chemische sowie elektrochemische Oxidation bekannt.

Es wurde in der vorliegenden Bilanzierung jedoch von einer rein biochemischen Gewinnung ausgegangen (Abbildung 8). Diese erfolgt, ähnlich wie bei der Darstellung von Citraten, fermentativ unter Einsatz von *Aspergillus niger*. Das Substrat enthält neben der Glucose auch die Nährmittel Magnesiumsulfat, Kaliumdihydrogenphosphat sowie Harnstoff. Die Oxidation erfolgt mit Hilfe von reinem Sauerstoff durch Begasung der Lösung. Die zur Darstellung von 1 kg Na-Gluconat benötigten Mengen an Edukten und Hilfsstoffen sind in Tabelle 4 dargestellt.

Tabelle 4: Input zur fermentativen Darstellung von Na-Gluconat

Input	Einsatz in kg / kg Na-Gluconat
Glucose	1032
Kaliumdihydrogenphosphat	0,9
Harnstoff	1,5
Magnesiumsulfat	0,4
Sauerstoff, flüssig	389
Wasser, deionisiert	2400
Natriumhydroxid	183

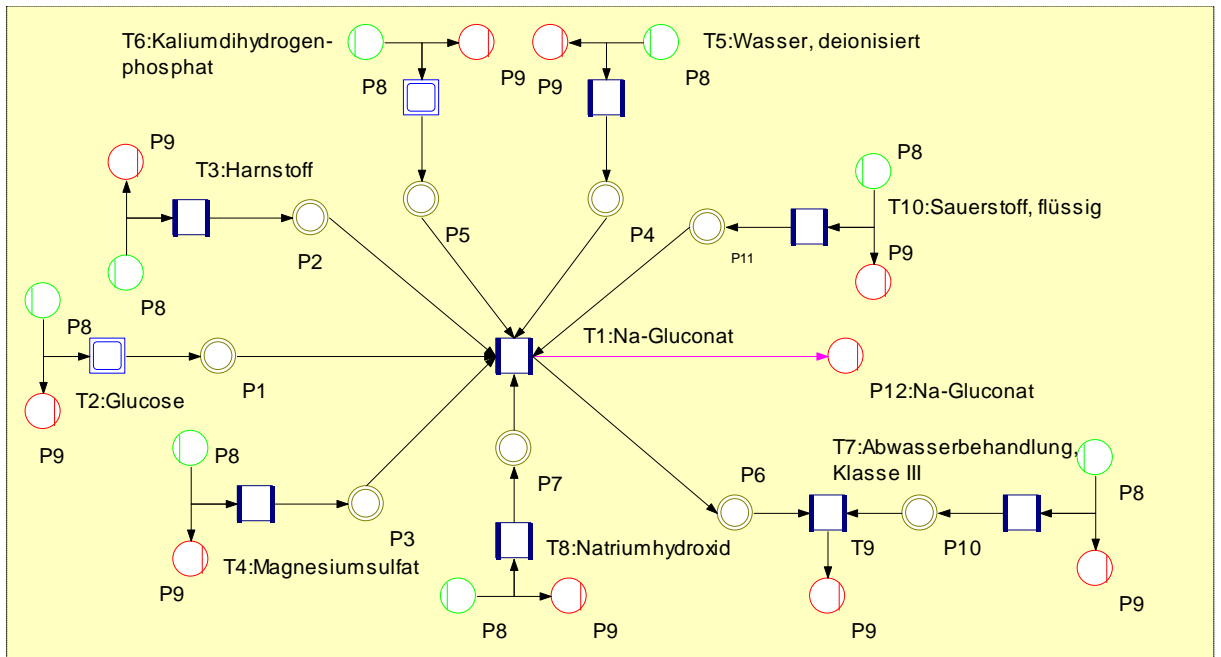


Abbildung 8: Subebene Na-Gluconat

5.2.4 Alkylethoxylat

Der Referenzreiniger enthält ein Alkylethoxylat, das petrochemisch gewonnen wird. Aus Vertraulichkeitsgründen kann auf die chemische Struktur der Verbindung und auf deren Herstellprozess nicht näher eingegangen werden. Die mit der Bereitstellung des nichtionischen Tensides einhergehenden Stoff- und Energieströme und die daraus resultierenden Umweltwirkungen wurden jedoch mit Hilfe der Ecoinvent-Datenbank abgebildet und in die Bilanzierung einbezogen.

5.2.5 Anionisches Tensid

Der Referenzreiniger enthält neben dem nichtionischen Tensid auf Basis eines Alkylethoylates auch ein anionisches Tensid, auf das aus Vertraulichkeitsgründen ebenfalls nicht näher eingegangen werden kann. Die Bereitstellung der Komponente aus petrochemischen Rohstoffen wurde jedoch mit Hilfe der Ecoinvent-Datenbank in die Bilanz integriert.

5.2.6 Weitere Reinigerkomponenten

Neben den bereits aufgeführten Komponenten sind Natriumcarbonat, Natriumhydroxid und Wasser Bestandteil der Reinigerformulierungen. Die Bereitstellung dieser Komponenten konnte über Input/Output-Datensätze der Ecoinvent-Datenbank modelliert werden.

6 Wirkungsabschätzung

Die Wirkungsabschätzung dient dem Erkennen und der Beurteilung der Größe und Bedeutung von potentiellen Umweltwirkungen von Produkten, Prozessen bzw. Dienstleistungen. In diesem Schritt werden die Daten aus der Sachbilanz komprimiert, geordnet und erläutert^[22] sowie möglichen Folgen für die Umwelt zugeordnet. Im Anschluss an die Zuordnung der Stoff- und Energieströme zu spezifischen Wirkkategorien (Klassifizierung) erfolgt die Quantifizierung potentieller Umweltauswirkungen anhand von Wirkfaktoren (Charakterisierung). Der dritte Schritt, die Normalisierung, ist optional. Hierbei werden die Ergebnisse der Charakterisierung in Bezug zu globalen oder auch regionalen Größen gesetzt.

Entsprechend einer vom CML herausgegebenen Auflistung^[7] stellen folgende Wirkkategorien die Basis einer problemorientierten Wirkungsabschätzung nach der besten verfügbaren Praxis dar. Sie sind in der Mehrzahl der Ökobilanz-Studien enthalten.

- Verbrauch abiotischer Ressourcen (ADP)
- Flächenverbrauch (LU)
- Treibhauseffekt (GWP)
- Stratosphärischer Ozonabbau (ODP)
- Humantoxizität (HTP)
- Ökotoxizität (ETP)
- Bildung von Photooxidantien (POCP)
- Versauerung (AP)
- Eutrophierung (NP)

Eine in der CML-Methode nicht vorhandene, jedoch häufig in Ökobilanzen einbezogene Wirkkategorie stellt der kumulierte Energieaufwand (CED) dar^[41;42]. Dieser enthält alle Prozessenergien sowie die inhärenten Energien der Werkstoffe abzüglich ggf. auftretender Energiegutschriften aus der Abwärmenutzung oder thermischen Entsorgung bezogen auf die funktionelle Einheit. Nach Einschätzung des Umweltbundesamtes wiegen die Vorteile des Einbeziehens dieser zusätzlichen Wirkkategorie den Nachteil möglicher Mehrfachzählungen in anderen Wirkkategorien auf^[10]. Als Hintergrund für diese Einschätzung wird angegeben, dass die mit der Bereitstellung von Energie verbundenen Prozesse und Gefahren zu den am meisten die Umwelt belastenden Faktoren der Industriegesellschaften gehören.

6.1 Treibhauspotential

Anthropogene Treibhausgase in der Atmosphäre beeinträchtigen die Wärmeabstrahlung der Erde und führen so zu einer Erwärmung der Troposphäre. Das Treibhauspotential von Kohlendioxid dient als Referenz, die Potentiale anderer Treibhausgase werden in CO₂-Äquivalenten angegeben^[43;44]. Ihre Wirkung hängt von ihrer jeweiligen Lebensdauer ab. Zur Bestimmung der Umrechnungsfaktoren auf CO₂-Äquivalente wurde der Zeithorizont von 100 Jahren gewählt. Es wurden die Treibhausgase Kohlendioxid, Methan, Trichlorfluormethan, Dichlordifluormethan und Perfluormethan in die Berechnungen einbezogen.

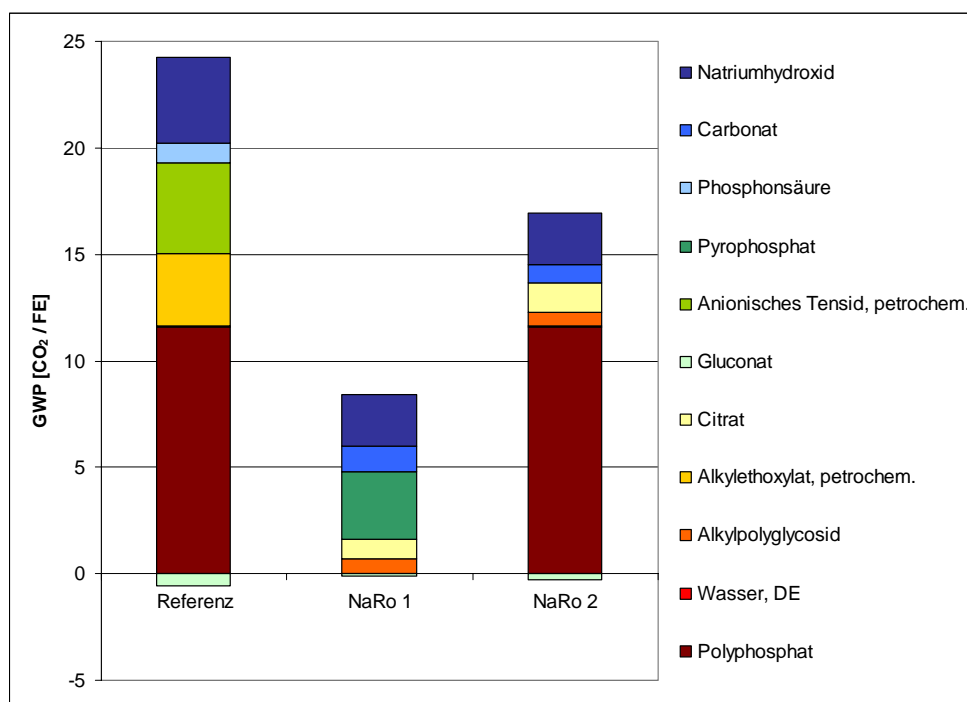


Abbildung 9: Wirkkategorie Treibhauseffekt; Szenario 1

Es kann eine Reduktion des Treibhauspotentials um 65 (NaRo 1) bzw. 30 % (NaRo 2) erreicht werden, wird ein Ersatz des Referenzreinigers vorgenommen (Szenario 1). Der Anteil einzelner Prozessbausteine an dem Ergebnis ist in Abbildung 9 dargestellt.

Der Hauptanteil an der Gesamtumweltlast, die aus der Anwendung des Referenzreinigers aber auch von NaRo 2 resultiert, kann auf die Produktion des Polyphosphates zurückgeführt werden. Der Inhaltsstoff Na-Gluconat führt dagegen zu einer leichten Reduktion der Gesamtumweltlast. Dies ist darauf zurückzuführen, dass das Gluconat fermentativ aus Glucose gewonnen werden kann. Für diesen Prozess wurde im vorliegenden Fall Rübenzucker als Ausgangsstoff angenommen, wobei das Treibhausgas Kohlendioxid aus der Umwelt entnommen wird (Abbildung 10)

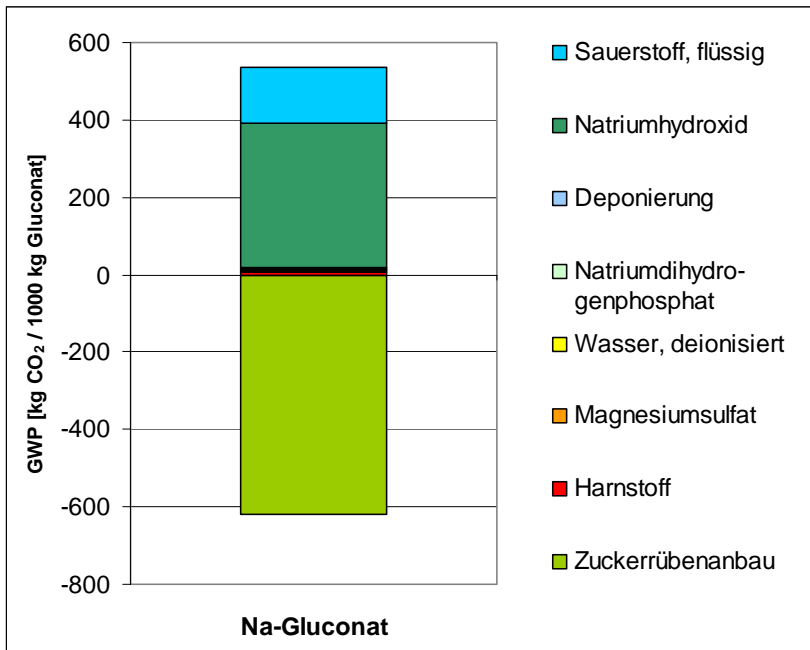


Abbildung 10: Wirkkategorie Treibhauseffekt, Aufgliederung der Prozesse zur Na-Gluconat-Gewinnung

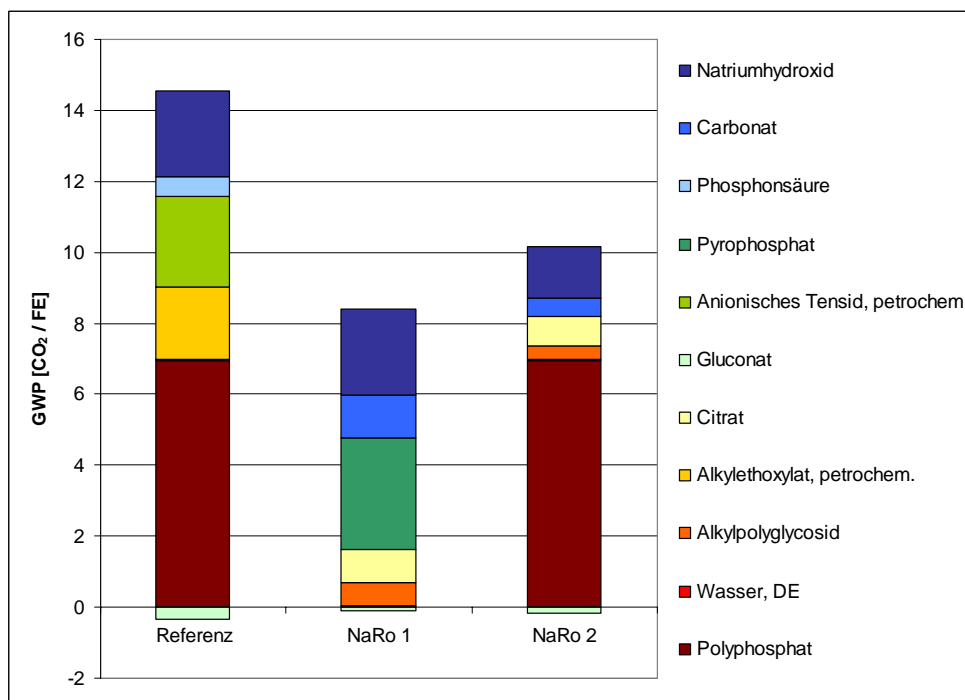


Abbildung 11: Wirkkategorie Treibhauseffekt; Szenario 2

Werden die Bedingungen von Szenario 2 angenommen, ergibt sich durch die Anwendung des Modellreinigers NaRo 1 eine Reduktion des Treibhauspotentials um 42 % gegenüber dem Einsatz des Referenzreinigers (Abbildung 11). In dieser Wirkkategorie schneidet NaRo 1 somit auch bei einem gegenüber den Alternativreinigern erhöhten Verbrauch am günstigsten ab. Dies ist insbesondere auf den Ersatz von Polyphosphat durch Pyrophosphat und auf dessen verringerte Einsatzmenge zurückzuführen.

6.2 Kumulierter Energieaufwand

Der kumulierte Energieaufwand CED berechnet sich aus der Summe aller Energieumsätze entlang der gesamten Prozesskette. Die Energieumsätze können hierbei über den Heizwert, Nutzungsgrad, Materialbedarf u. ä. beschrieben oder direkt gemessen werden^[42].

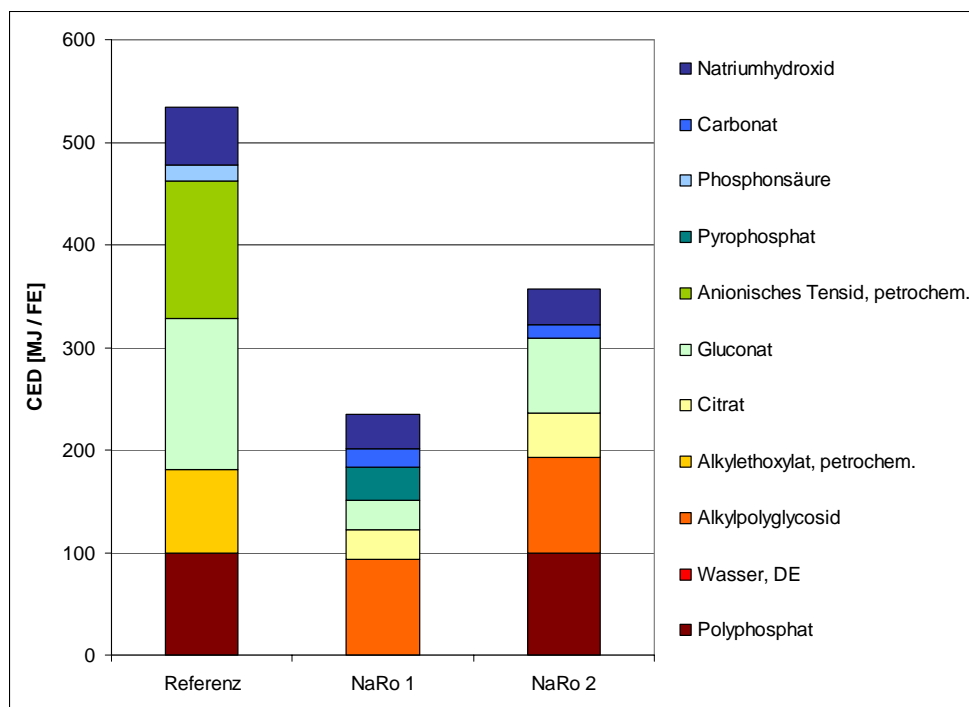


Abbildung 12: Wirkkategorie kumulierter Energieaufwand; Szenario 1

Die Bestimmung des kumulierten Energieaufwandes der alternativen Reinigerformulierungen ergab eine Reduktion um 56 bzw. 33 % für die neu entwickelten Reinigerrezepturen NaRo 1 und NaRo 2 im Vergleich zum Referenzreiniger, wenn in allen drei Fällen die gleiche Menge an Reiniger zum Einsatz kommt (Szenario 1).

Der Anteil einzelner Prozessbausteine an dem Ergebnis wird durch Abbildung 12 verdeutlicht. Es ist ersichtlich, dass bei allen Alternativen mehrere Vorketten einen signifikanten Einfluss auf den Gesamtenergiebedarf haben. Im Falle des Referenzreinigers sind dies die Vorketten des anionischen Tensides, von Gluconat sowie von Polyphosphat. Der kumulierte Energieaufwand, der mit der Anwendung der Metallreinigerrezepturen mit einem erhöhten Anteil an nachwachsenden Rohstoffen einhergeht, wird maßgeblich durch die Bereitstellung des Alkylpolyglycosides und im Falle der Rezeptur NaRo 2 des Polyphosphates beeinflusst.

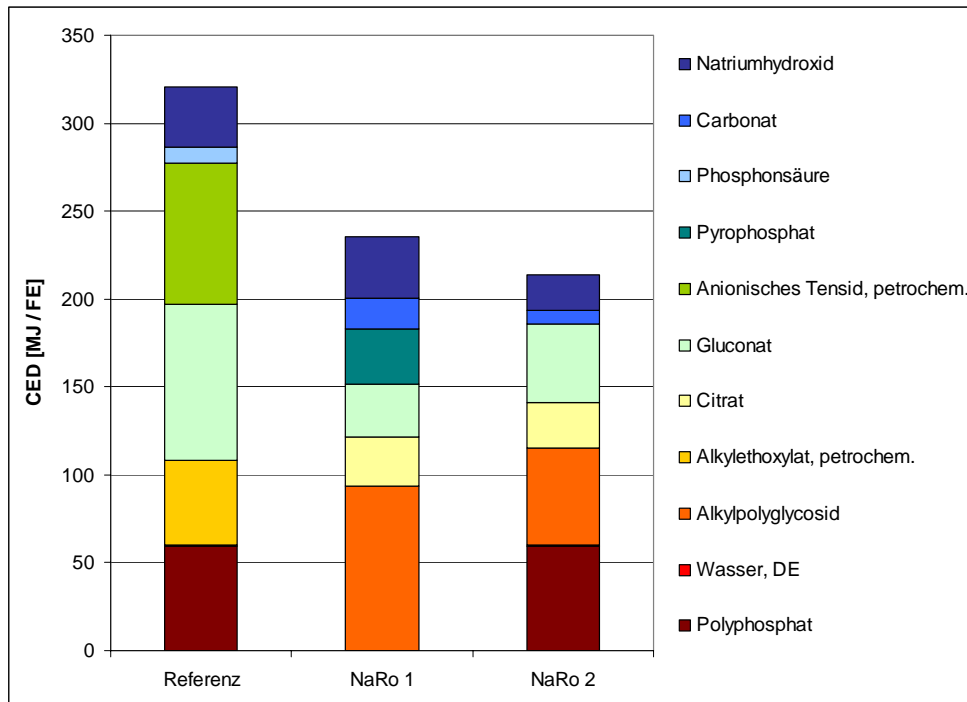


Abbildung 13: Wirkkategorie kumulierter Energieaufwand; Szenario 2

Kann bei einer Verringerung des Einsatzes des Modellreinigers NaRo 2 und des Referenzreinigers ein Erhalt der Reinigungsleistung erzielt werden (Szenario 2), so verschieben sich die Verhältnisse (siehe auch Abbildung 13). Der Einsatz des Referenzreinigers ist weiterhin mit dem höchsten kumulierten Energieaufwand verbunden, die Anwendung des Reinigers NaRo 2 ist jetzt jedoch aus energetischer Sicht günstiger als die des Reinigers NaRo 1. Es ergeben sich Reduktionen des CED um 27 bzw. 33 % bei Ersatz des Referenzreinigers durch die Modellreiniger NaRo 1 bzw. NaRo 2.

6.3 Abbau abiotischer Ressourcen

Die Darstellung der Wirkkategorie abiotischer Ressourcenabbau verdeutlicht den Verlust an endlichen Ressourcen sowohl im Bereich der fossilen Energieträger als auch nicht energetischer Ressourcen wie Spurenelemente etc. Die Berechnung basiert auf den Wirkfaktoren nach Guinée^[45], die anhand der verbliebenen Reserven sowie deren Abbaurate bestimmt wurden.

Da für den betrachteten Untersuchungsgegenstand der Ressourcenabbau fossiler Energieträger dominiert, wurden in dieser Wirkkategorie vergleichbare Verhältnisse wie für den kumulierten Energieaufwand erhalten (Abbildung 14 sowie Abbildung 15).

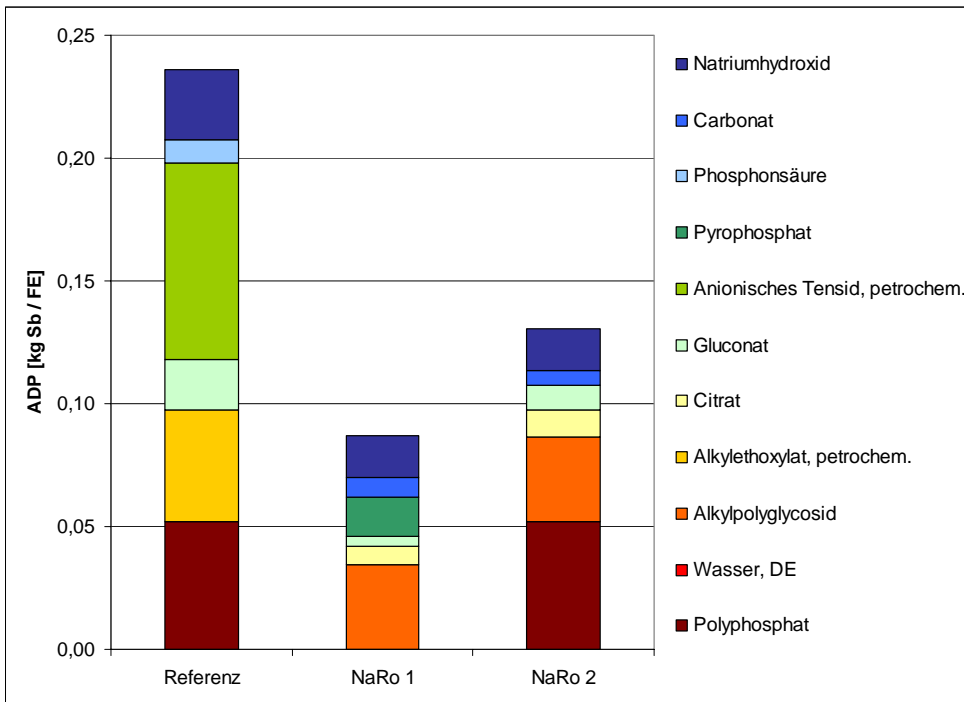


Abbildung 14: Wirkkategorie Abbau abiotischer Ressourcen; Szenario 1

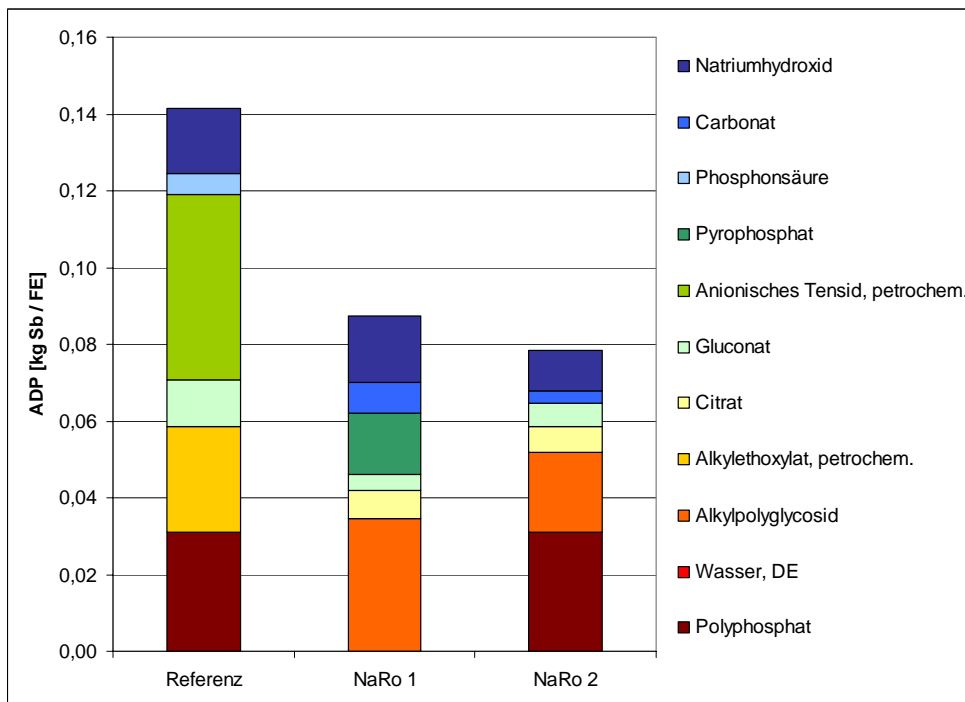


Abbildung 15: Wirkkategorie Abbau abiotischer Ressourcen; Szenario 2

Es ergibt sich, bezogen auf den Referenzreiniger, eine Reduktion um 63 (NaRo 1) bzw. 45 % (NaRo 2) in Szenario 1. In Szenario 2 verringert sich die Reduktion bei Ersatz des Referenzreinigers durch NaRo 1 auf 38%.

6.4 Flächeninanspruchnahme

Die Wirkkategorie Flächeninanspruchnahme stellt bei der Gegenüberstellung von Produkten auf Basis nachwachsender und fossiler Rohstoffe ein bedeutendes Kriterium dar. Sie verdeutlicht den Verlust an Naturraum für die Dauer der Nutzung.

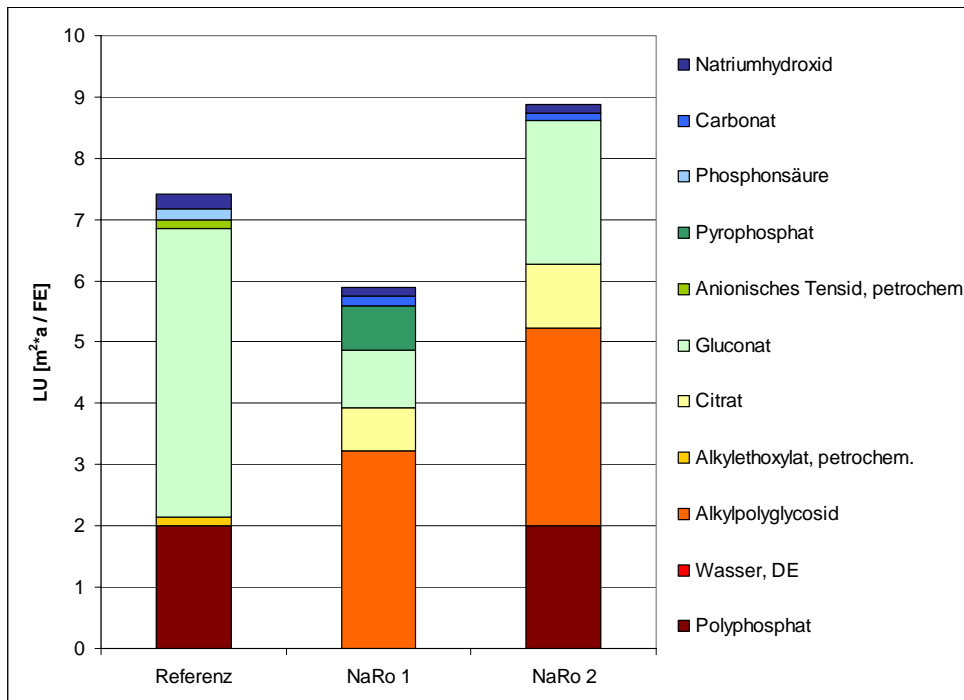


Abbildung 16: Wirkkategorie Flächeninanspruchnahme, Szenario 1

Abbildung 16 zeigt eine leichte Reduktion der Flächeninanspruchnahme um 21 % für den Einsatz der Reinigerformulierung NaRo 1 an Stelle des Referenzreinigers, sowie einen erhöhten Flächenbedarf bei Verwendung von NaRo 2 in Szenario 1. Dies ist insbesondere darauf zurückzuführen, dass auch der Referenzreiniger mit dem Gerüststoff Na-Gluconat einen Inhaltsstoff aus nachwachsenden Rohstoffen enthält.

Wird davon ausgegangen, dass eine Verringerung des Einsatzes des Modellreinigers NaRo 2 und des Referenzreinigers bei Erhalt der Reinigungsleistung möglich ist (Szenario 2), ergibt sich für beide Reinigerformulierungen mit einem erhöhten Anteil an nachwachsenden Rohstoffen ein Anstieg der Flächeninanspruchnahme um 32 (NaRo 1) bzw. 20 % (NaRo 2) (Abbildung 17). Der hohe Anteil der Bereitstellung des Alkylpolyglycosides an diesem Ergebnis wird sowohl in Abbildung 16 als auch in Abbildung 17 deutlich.

Es wurde daher eine Aufgliederung der Wirkkategorie Flächeninanspruchnahme innerhalb der Alkylpolyglycosid-Vorkette vorgenommen. Diese ist in Abbildung 18 dargestellt und ermöglicht die Identifizierung der Haupteinflussgrößen.

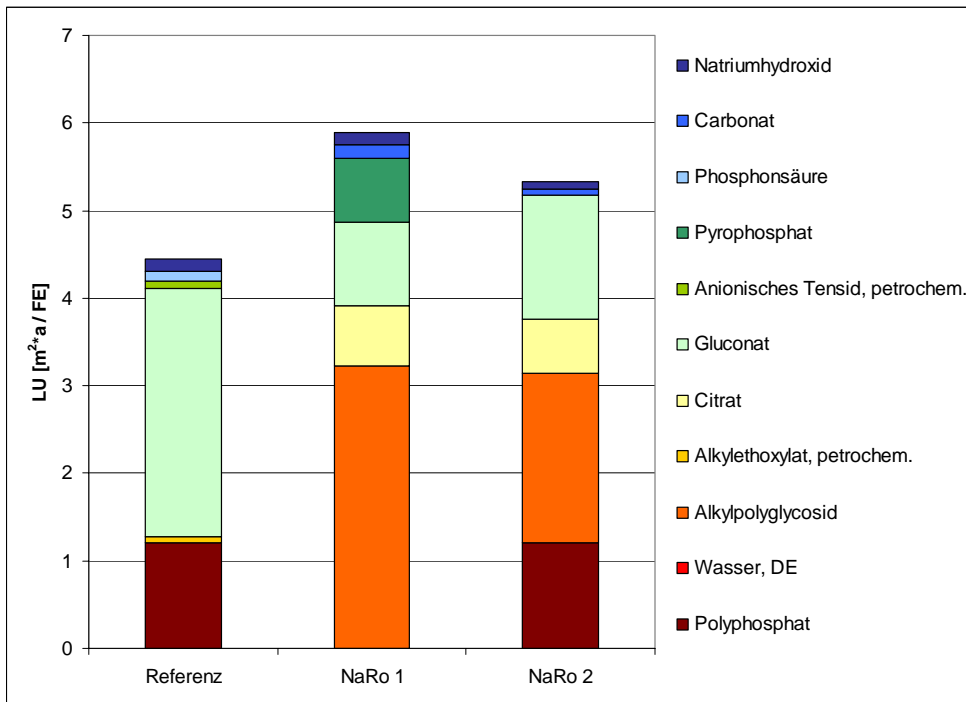


Abbildung 17: Wirkkategorie Flächeninanspruchnahme, Szenario 2

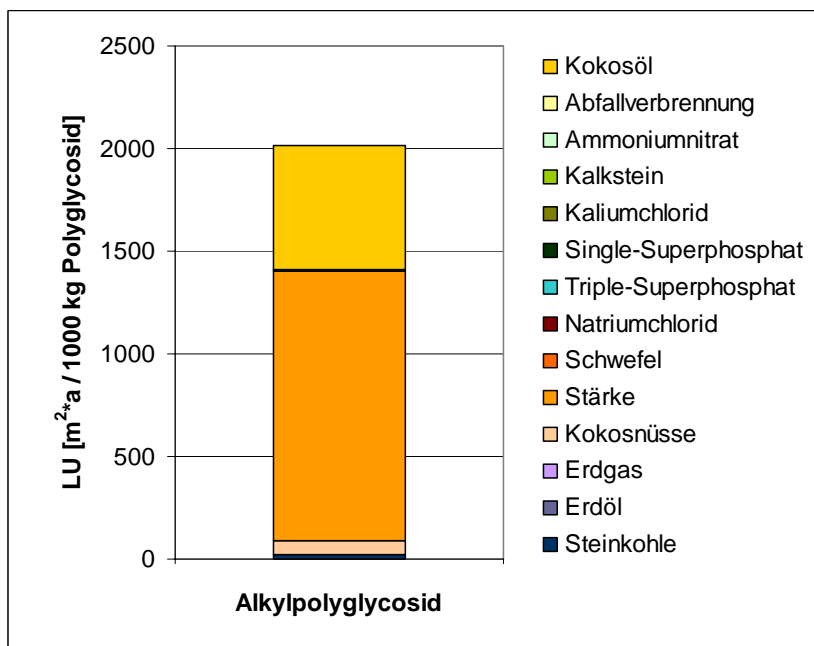


Abbildung 18: Wirkkategorie Flächeninanspruchnahme, Aufgliederung der Prozesse zur Alkylpolyglycosid-Gewinnung

Es wird deutlich, dass neben der Gewinnung des Kokosöls insbesondere die Bereitstellung von Stärke das Gesamtergebnis beeinflusst. Aus ihr wird Glucose als Monomer des Polyglycosides gewonnen.

6.5 Ozonabbaupotential

Gase, die ein Ozonabbaupotential aufweisen, können in der Atmosphäre durch Sonnenenergie in Radikale gespalten werden. Durch eine Reaktion dieser Radikale mit stratosphärischem Ozon wird das photochemische Ozon-Gleichgewicht gestört. Die Ausdünnung der stratosphärischen Ozon-Schicht wird mit einem Anstieg der UV-B-Strahlung an der Erdoberfläche in Verbindung gebracht^[46].

Zur Beschreibung des Einflusses eines Gases auf die Katalyse des Ozon-Abbaus wurde das „Ozone Depletion Potential“ (ODP) eingeführt. Als Referenz gilt das ODP von FCKW 11. Es wurden die Stoffe FCKW 10, FCKW 11, FCKW 12, FCKW 114, HFCKW 22, Halon 1211 sowie Halon 1301 nach Vorgaben der WMO^[47;48] in die Berechnungen einbezogen.

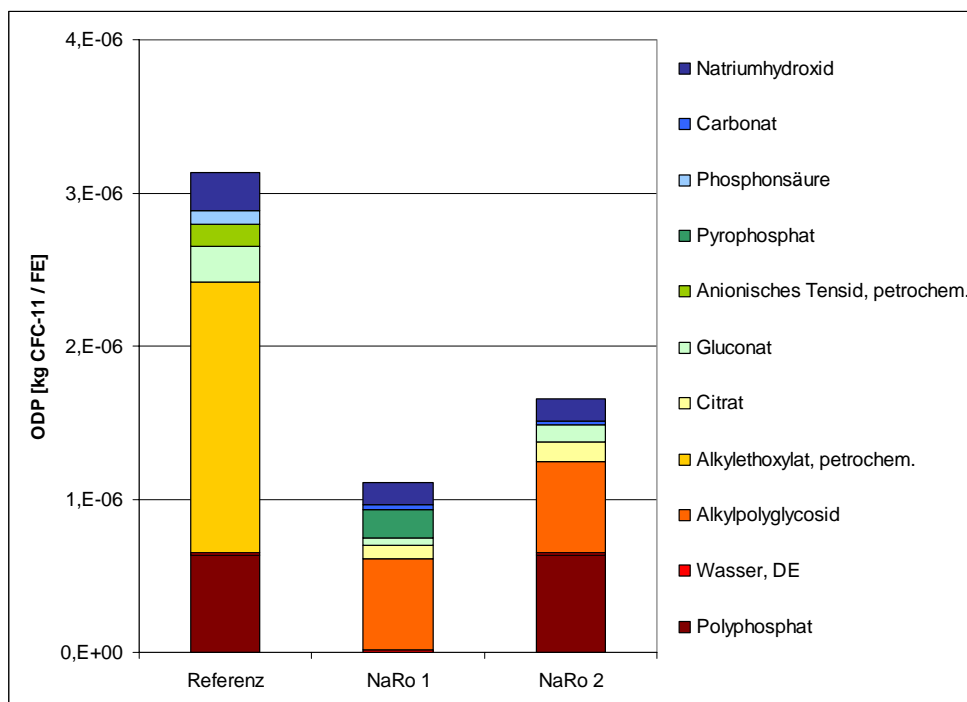


Abbildung 19: Wirkkategorie Ozonabbau; Szenario 1

Die Bestimmung des Ozonabbaupotentials der alternativen Reinigerformulierungen ergab für das Szenario 1 eine Reduktion von 65 bzw. 47 % für die neu entwickelten Reinigerrezepturen NaRo 1 und NaRo 2 im Vergleich zum Referenzreiniger, wenn in allen drei Fällen die gleiche Menge an Reiniger zum Einsatz kommt (Abbildung 19).

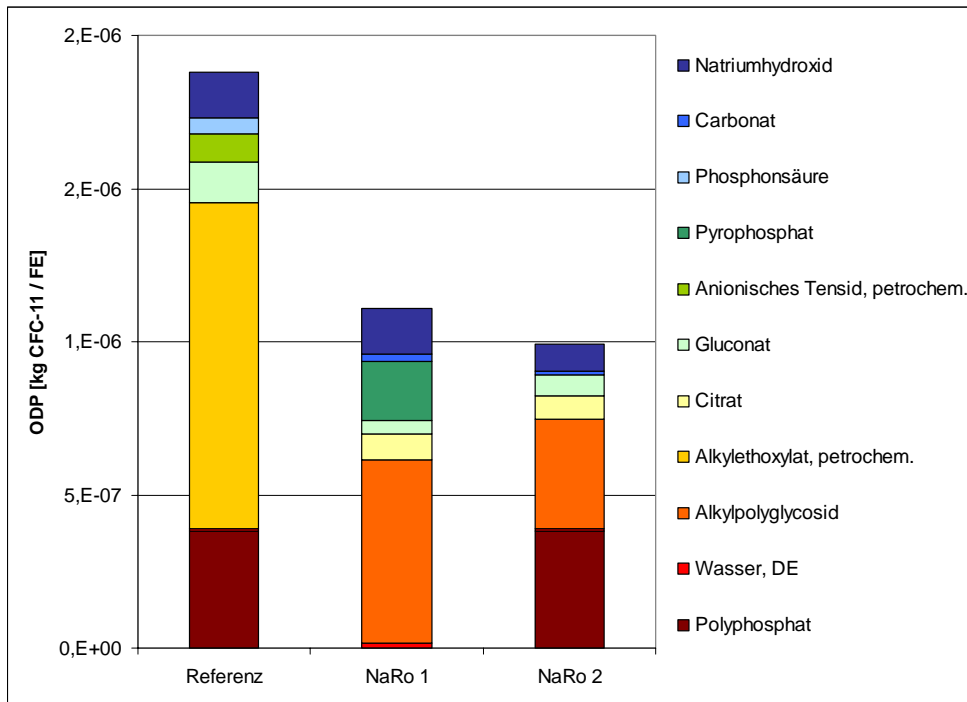


Abbildung 20: Wirkkategorie Ozonabbau; Szenario 2

In Szenario 2 reduziert sich die Abnahme des Ozonabbaupotentials für die Anwendung des Modellreinigers NaRo 1 gegenüber dem Einsatz des Referenzreinigers auf 41 % (Abbildung 20). Als Haupteinflussgrößen auf das ODP der Reinigeralternativen haben sich die Bereitstellung des anionischen Tensides bzw. alternativ des Alkylpolyglycosides sowie erneut des Polyphosphates erwiesen.

6.6 Potential zur Bildung von Photooxidantien

Flüchtige organische Verbindungen und hier insbesondere die ungesättigten Verbindungen können in Kombination mit den als Katalysator dienenden Stickoxiden zur photochemischen Smogbildung führen. Das hierbei in der unteren Troposphäre entstehende Ozon zeigt sowohl humantoxische als auch ökotoxische Eigenschaften^[49].

Die Berechnung des Potentials eines Stoffes zur Bildung von Photooxidantien erfolgt anhand der Referenzsubstanz Ethylen^[50]. Folgende Substanzen wurden im Rahmen dieser Bilanz in die Berechnung einbezogen: Methan, Ethan, Propan, Ethylen, Acetylen, Benzol, Toluol, Xylol, Methanol, Ethanol, Formaldehyd, Acetaldehyd, Aceton und weitere unspezifische Alkane, Alkene, Aldehyde, Aromaten, polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe und leichtflüchtige organische Verbindungen ohne Methan.

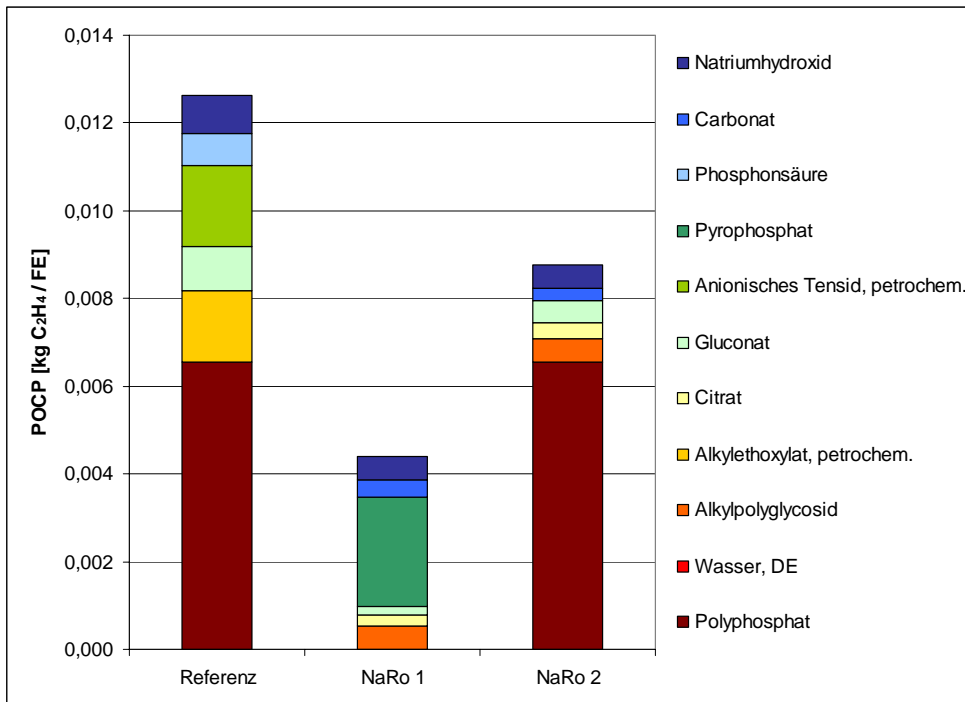


Abbildung 21: Wirkkategorie Photooxidantienbildung; Szenario 1

Abbildung 21 zeigt eine Reduktion des Potentials zur Photooxidantienbildung um 65 % (NaRo 1) bzw. 31 % (NaRo 2) bei Ersatz des Referenzreinigers (Szenario 1).

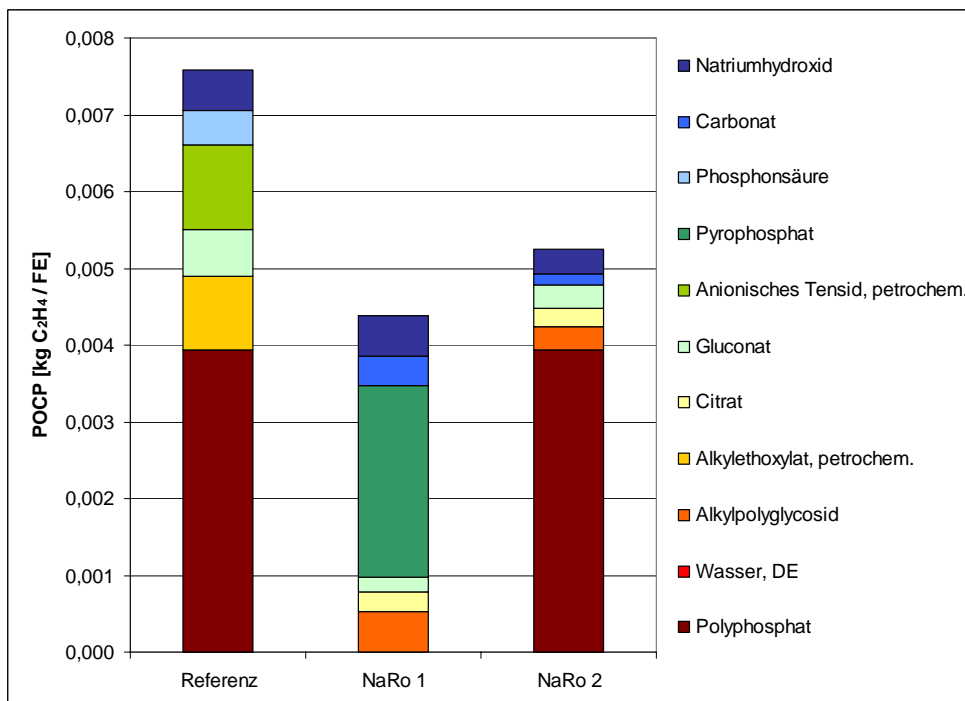


Abbildung 22: Wirkkategorie Photooxidantienbildung; Szenario 2

In Szenario 2 kann durch den Einsatz von NaRo 1 im Vergleich zu dem Referenzreiniger eine Reduktion des POCP um 42 % erzielt werden (Abbildung 22).

Diese Reinigerformulierung ist in Hinblick auf das Potential zur Photooxidantienbildung weiterhin die vorteilhafteste Variante. In beiden Szenarien stellen die Vorketten des Polyphosphates bzw. des Pyrophosphates wiederum den größten Einflussfaktor dar.

6.7 Versauerungspotential

Die Versauerung von Gewässern und Böden durch die Immission säurebildender Substanzen kann zu Waldschäden und zur Freisetzung toxischer Aluminium-Ionen führen. Sie entstehen insbesondere bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe, werden teilweise in der Umwelt oxidiert und reagieren mit Wasser zur Säure. In die Berechnungen einbezogen wurden das Versauerungspotential von Schwefeldioxid, Stickoxiden, Ammoniak, Chlorwasserstoff und Fluorwasserstoff^[51].

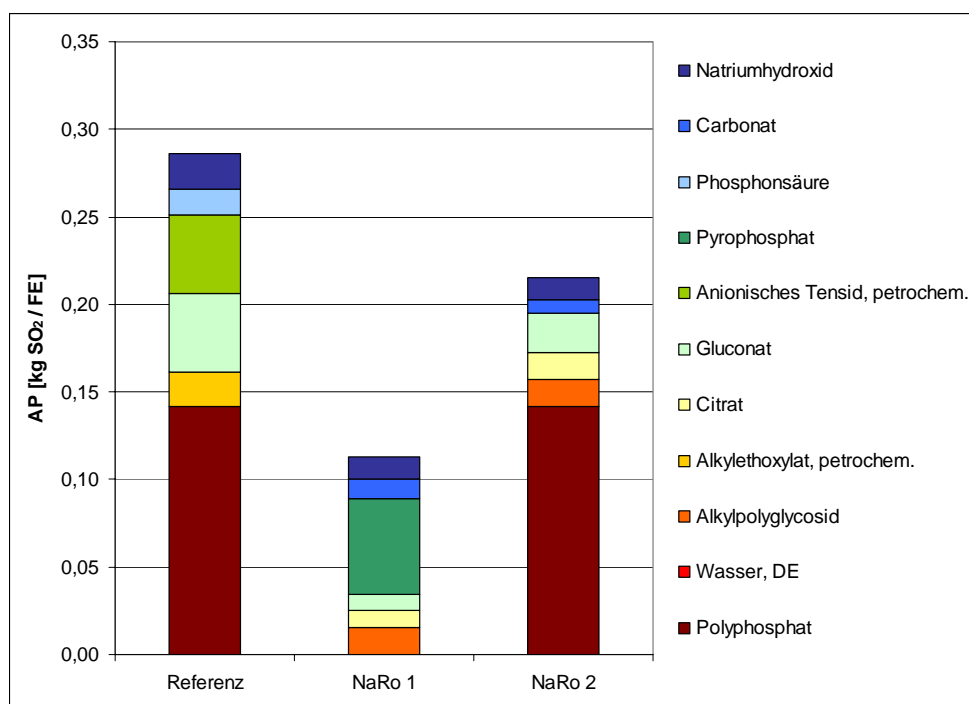


Abbildung 23: Wirkkategorie Versauerung; Szenario 1

Es ergibt sich, bezogen auf den Referenzreiniger, eine Reduktion um 61 (NaRo 1) bzw. 25 % (NaRo 2) in Szenario 1 (Abbildung 23). In Szenario 2 verringert sich die Reduktion bei Ersatz des Referenzreinigers durch NaRo 1 auf 34% (Abbildung 24).

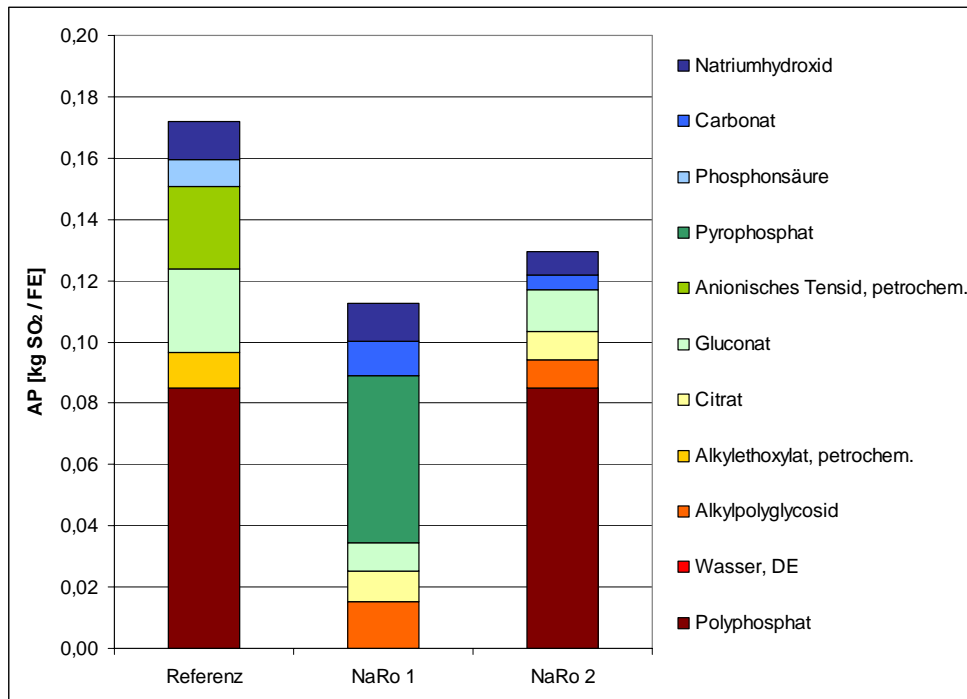


Abbildung 24: Wirkkategorie Versauerung; Szenario 2

6.8 Eutrophierungspotential

Durch eine übermäßige Nährstoffzufuhr kann das ökologische Gleichgewicht von Gewässern und Böden gestört werden. Insbesondere Phosphate, Stickoxide, Ammonium-Ionen aber auch Stickstoff und Phosphor tragen zu diesem Effekt bei und wurden somit zur Wirkungsabschätzung herangezogen. Auch der chemische Sauerstoffbedarf als Maß für den Eintrag organischen Kohlenstoffes geht in die Berechnungen ein. Als Referenz diente das Eutrophierungspotential von Phosphat. Die Berechnungen beruhen auf den Arbeiten von Huijbregts^[52].

Die Bestimmung des Eutrophierungspotentials der alternativen Reinigerformulierungen ergab eine Reduktion von 55 bzw. lediglich 7 % für die neu entwickelten Reinigerrezepturen NaRo 1 und NaRo 2 im Vergleich zum Referenzreiniger, wenn in allen drei Fällen die gleiche Menge an Reiniger zum Einsatz kommt (Szenario 1). Die geringe Reduktion im Falle von NaRo 2 ist auf den weiterhin vorhandenen Anteil von Polyphosphat in der Reinigerformulierung zurückzuführen (Abbildung 25).

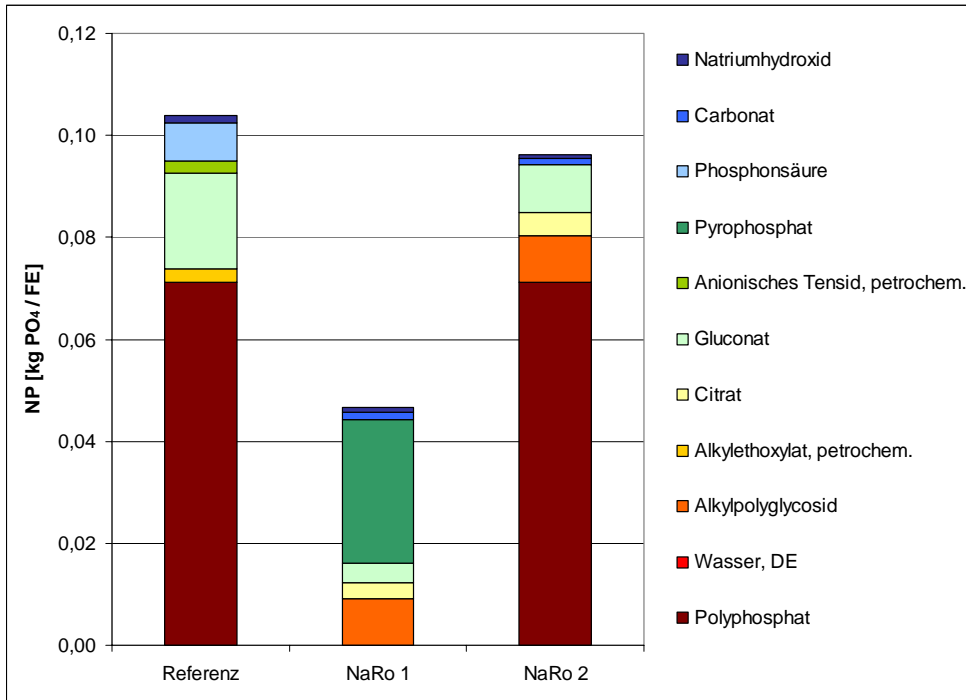


Abbildung 25: Wirkkategorie Eutrophierung; Szenario 1

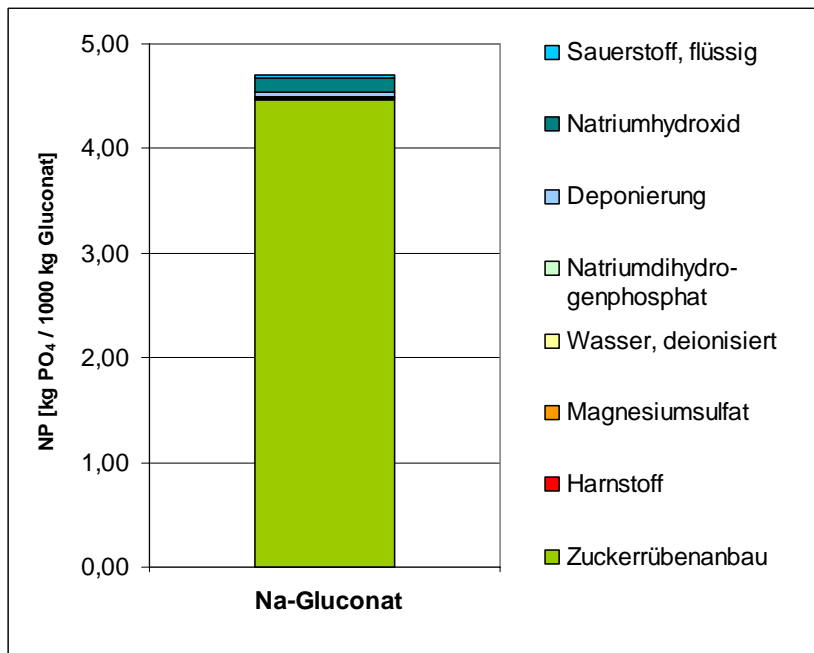


Abbildung 26: Wirkkategorie Eutrophierung; Aufgliederung der Prozesse zur Na-Gluconat-Gewinnung

Neben den verwendeten Poly- bzw. Pyrophosphaten besteht eine weitere signifikante Quelle der Eutrophierung, die Glucosegewinnung als Vorstufe des Na-Gluconates. Das Eutrophierungspotential ist auf die Düngung während des Anbaus von Zuckerrüben zurückzuführen (Abbildung 26).

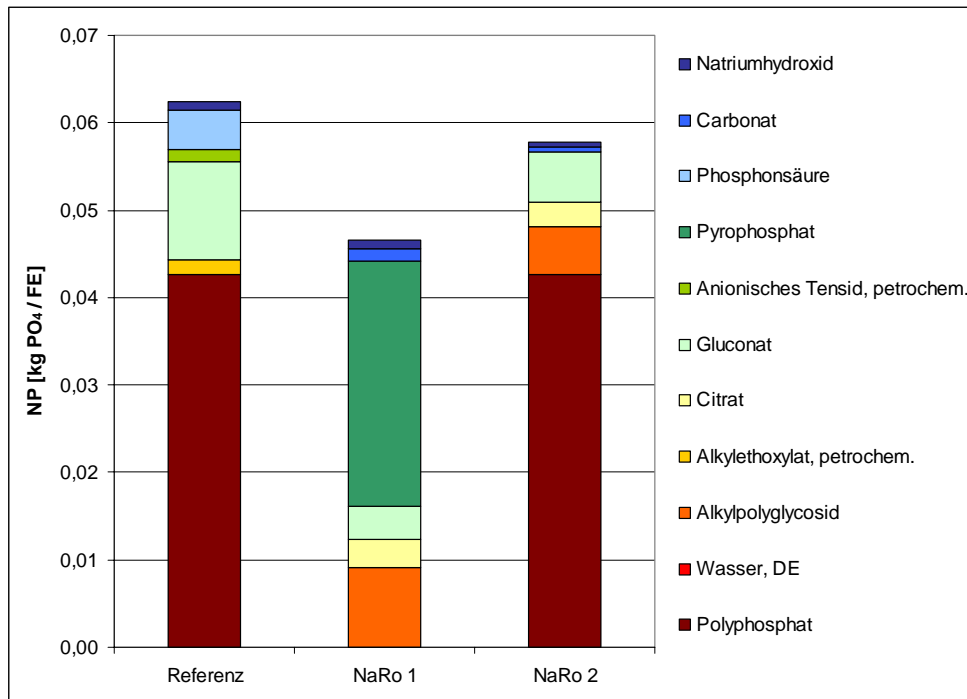


Abbildung 27: Wirkkategorie Eutrophierung; Szenario 2

In Szenario 2 ergibt sich eine Reduktion bei Ersatz des Referenzreinigers durch NaRo 1 von 25 %. Die Modellreinigervariante NaRo 1 stellt somit weiterhin die für diese Wirkkategorie ökologisch günstigste Alternative dar (Abbildung 27).

6.9 Humantoxizitätspotential

Anthropogene Emissionen verursachen Veränderungen im Naturkreislauf und können sich auf Grund ihres human- bzw. ökotoxischen Potentials schädlich auf Mensch, Tier und Pflanze auswirken. In dieser Bilanz wurden das aus beiden Verfahrensalternativen resultierende Humantoxizitätspotential sowie das Ökotoxizitätspotential in Süßgewässern, marinen Gewässern und in landwirtschaftlich genutzten Böden untersucht. Es wurden für jede Unterkategorie die Eintragspfade Luft, Süßwasser, marine Gewässer und landwirtschaftlich genutzte Böden betrachtet. Die Äquivalenzfaktoren dieser Wirkungskategorie beziehen sich auf die Referenzsubstanz 1,4-Dichlorbenzol und auf einen Untersuchungszeitraum von 100 Jahren. Betrachtet wurden, soweit jeweils Daten vorlagen, die Toxizitätspotentiale von Schwermetallen wie z.B. Antimon, Arsen, Blei, Cadmium, Chrom (III), Chrom (VI), Quecksilber, von Anorganika wie z.B. Ammoniak, Chlorwasserstoff, Schwefeldioxid und Stickoxiden sowie die von Organika wie z.B. Benzo(a)pyren, Benzol, Hexachlorbenzol oder polychlorierte aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in die Berechnungen einbezogen. Der Bezug zur Referenzsubstanz 1,4-Dichlorbenzol konnte anhand der Angaben von Huijbregts^[53] vorgenommen werden.

Die Ergebnisse der Gegenüberstellung werden in Abbildung 28 anhand des HTP vorgestellt. Das HTP beinhaltet die Exposition des Menschen mit Substanzen toxischer Wirkung durch Inhalation aus der Luft und über die Aufnahme mit Trinkwasser und Nahrung. Grundlagen zur Bestimmung der HTP bieten Grenzwerte wie z.B. der MAK-, MIK- oder NOEL-Wert eines Stoffes.

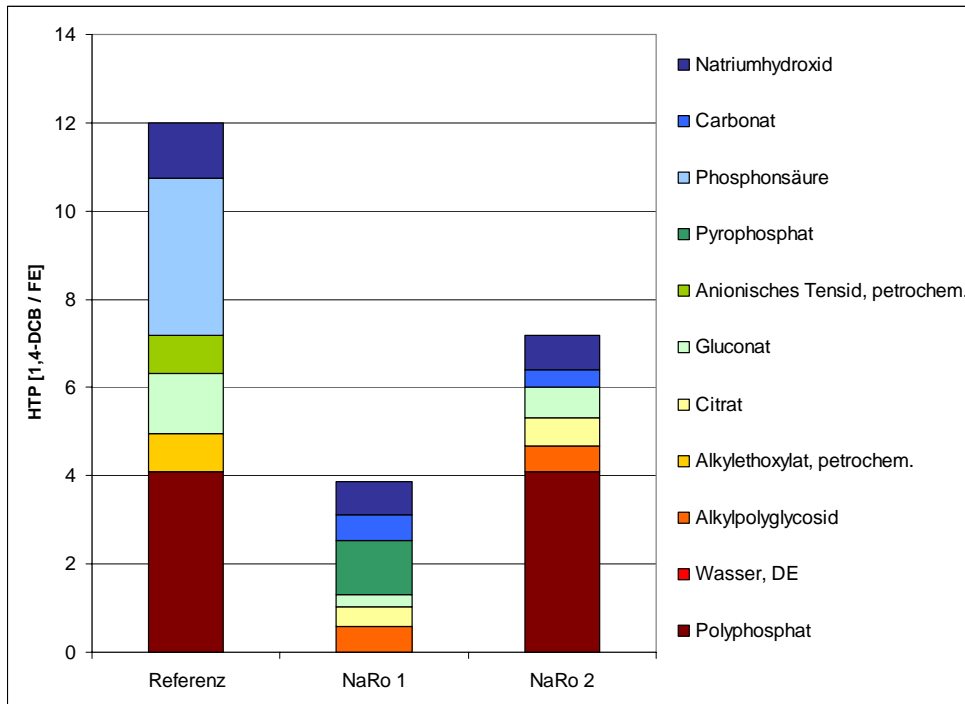


Abbildung 28: Wirkkategorie Humantoxizität; Szenario 1

Es kann eine Reduktion des Humantoxizitätspotentials um 68 (NaRo 1) bzw. 40 % (NaRo 2) erreicht werden, wird ein Ersatz des Referenzreinigers vorgenommen (Szenario 1). Der Hauptanteil an der Gesamtumweltlast, die aus der Anwendung der Reinigeralternativen resultiert, kann wiederum auf die Produktion des Poly- bzw. Pyrophosphates sowie der organischen Phosphonsäure zurückgeführt werden (Abbildung 28). Vor diesem Hintergrund ergibt sich auch bei einer Verringerung der Reinigerkonzentration im Falle des Referenzreinigers und von NaRo 2 (Szenario 2) ein ökologischer Vorteil für NaRo 1 (Abbildung 29). Hier liegt die Reduktion des HTP gegenüber dem Referenzreiniger bei 46 %.

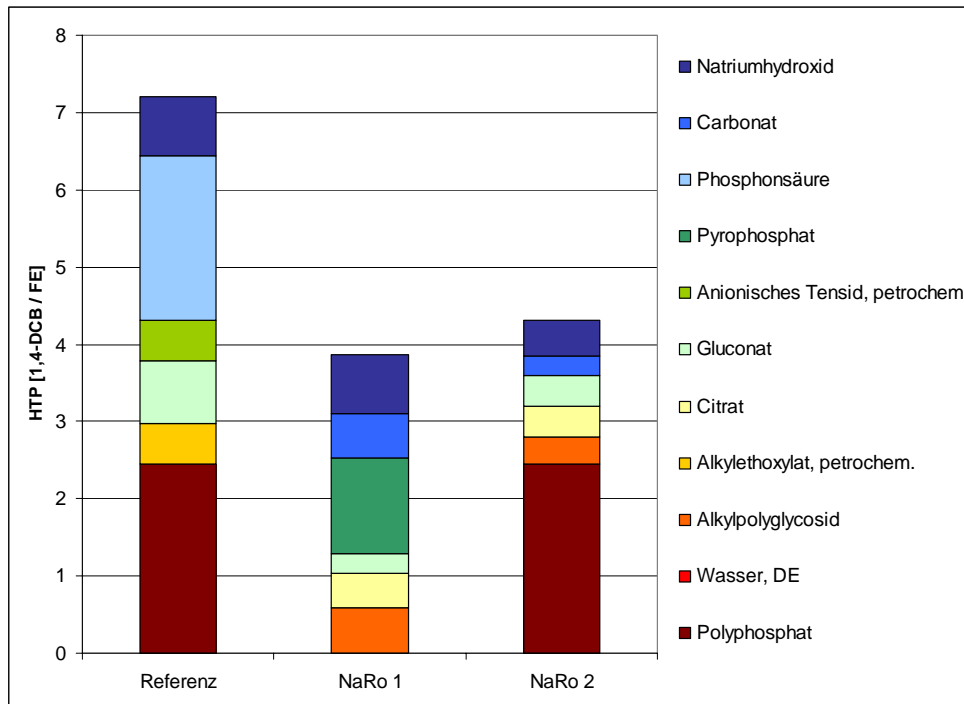


Abbildung 29: Wirkkategorie Humantoxizität; Szenario 2

6.10 Ökotoxizitätspotential

Die Berechnung ökotoxischer Faktoren basiert ebenfalls auf den Arbeiten von Huijbregts et al.^[53]. Sie wurden über das Verhältnis zwischen der „Predicted-Environmental-Concentration“ (PEC) und der „Predicted-no-Effect-Concentration“ (PNEC) der jeweiligen Substanz in den Kompartimenten bestimmt.

In Abbildung 30 ist beispielhaft das Ökotoxizitätspotential in Süßgewässern (FAETP) vergleichend gegenübergestellt, welches aus dem Eintrag ökotoxisch relevanter Verbindungen in Süßgewässer resultiert. Die Ergebnisse des Szenarios 1 zeigen, dass sich eine Verminderung um 61 (NaRo 1) bzw. 10 % (NaRo 2) ergibt, wird der Referenzreiniger durch die Modellreiniger mit erhöhten Anteilen an nachwachsenden Rohstoffen ersetzt.

Werden die Randbedingungen des Szenarios 2 angenommen, verringert sich die Abweichung von Referenzreiniger und NaRo 1 für die Wirkkategorie FAETP auf 35 %, NaRo 1 stellt jedoch weiterhin die vorteilhafteste Alternative dar. Dies ist nahezu ausschließlich auf den Ersatz von Polyphosphat durch Pyrophosphat und auch auf dessen verringerte Einsatzmenge zurückzuführen (Abbildung 31).

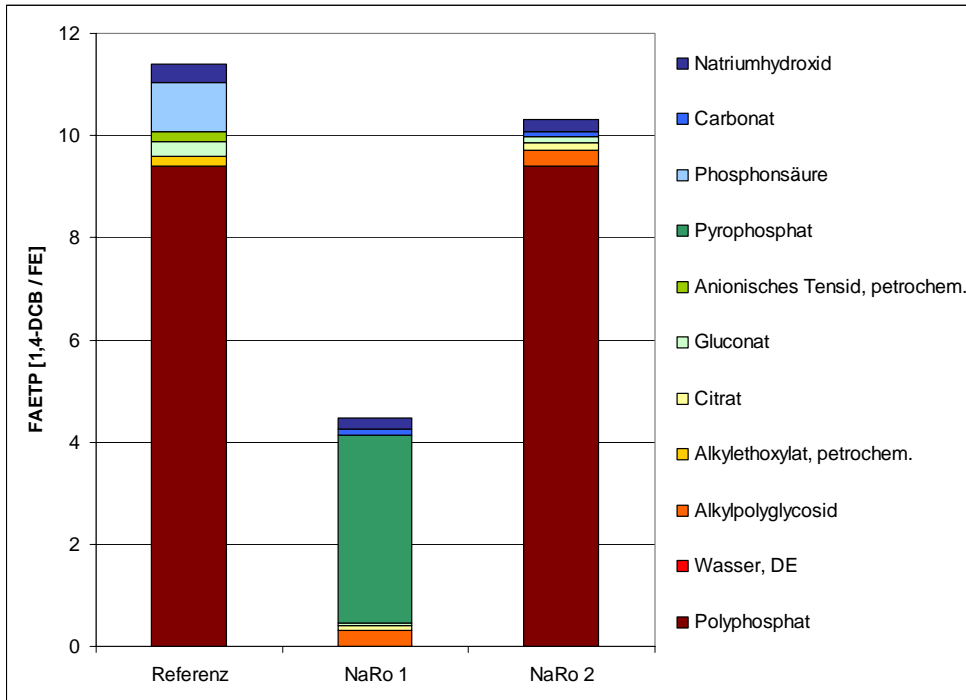


Abbildung 30: Wirkkategorie Süßwasserökotoxizität; Szenario 1

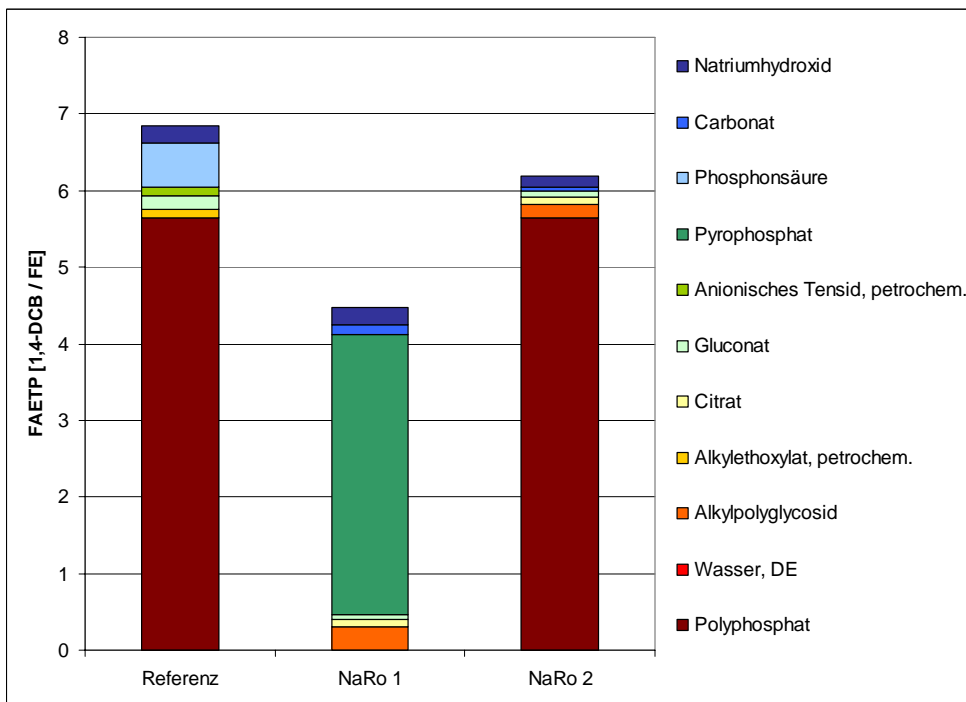


Abbildung 31: Wirkkategorie Süßwasserökotoxizität; Szenario 2

Die Darstellung der Ergebnisse der übrigen Unterkategorien des Ökotoxizitätspotentials sind im Anhang aufgeführt (siehe Seite 49).

7 Interpretation und Zusammenfassung

Die Interpretation beinhaltet die Zusammenführung der in der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung erhaltenen Ergebnisse mit dem festgelegten Ziel und dem Untersuchungsrahmen. Sie kann zu Hinweisen auf Schwachstellen im System, zu generellen Schlussfolgerungen und zu Handlungsempfehlungen führen^[18; 23].

Die vorliegende Studie enthält die Ergebnisse einer vereinfachten Ökobilanz zweier neu entwickelter Modellreiniger mit einem erhöhten Anteil an nachwachsenden Rohstoffen im Vergleich zum Stand der Technik. Als Datenbasis diente der Entwicklungsstand zum ersten Meilenstein des Projektvorhabens. Die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung zeigen teilweise deutliche ökologische Vorteile beider Reinigerrezepturen mit einem erhöhten Anteil an nachwachsenden Rohstoffen. Eine Ausnahme stellt allein die Wirkkategorie Flächeninanspruchnahme dar. Hier ist mit einer Erhöhung zu rechnen.^[54]

Zwischen den Modellreinigern NaRo 1 und NaRo 2 kann anhand der Resultate keine eindeutige Entscheidung darüber getroffen werden, welche der Reinigerrezepturen die ökologisch vorteilhaftere ist. Bei gleicher Dosierung ergibt sich in allen betrachteten Wirkkategorien ein ökologischer Vorteil des Einsatzes von NaRo 1 (Szenario 1). Die technische Erprobung der Alternativen im Tauchverfahren durch das IKS Dresden hat jedoch ergeben, dass für den Modellreiniger NaRo 2 eine Verringerung der Reinigerkonzentration im Tauchbad um 40 % bei Erhalt der Reinigungsleistung möglich ist (Szenario 2). Unter dieser Randbedingung ergibt sich kein eindeutiger Vorteil für eine der beiden Modellvarianten. Für beide bestehen ökologische Vorteile in einigen Wirkkategorien, während in anderen der alternative Modellreiniger besser abschneidet. Die Aufgliederung der Umweltbelastungspotentiale auf den Anteil einzelner Module am Gesamtergebnis ermöglichte jedoch eine Identifikation der Haupteinflussgrößen. Somit konnten die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung als Basis für die weitere Optimierung der Modellrezepturen dienen. So hat sich für die Formulierung NaRo 2 in der Mehrzahl der Wirkkategorien der Inhaltsstoff Na-Polyphosphat als die Komponente mit der höchsten Umweltlast erwiesen. Diese wurde in NaRo 1 durch eine (geringere) Menge an Na-Pyrophosphat ersetzt. Dieser Umstand trägt entscheidend dazu bei, dass die Anwendung des Modellreinigers NaRo 1 sich in Szenario 1 als die ökologisch vorteilhafteste Variante erweist. Da jedoch auch der Inhaltsstoff Pyrophosphat die resultierenden Umweltbelastungspotentiale in einer Reihe von Wirkkategorien signifikant beeinflusst, wäre ein vollständiger Verzicht auf Phosphatersatzstoffe durch P-freie Verbindungen aus ökologischer Sicht empfehlenswert. Dieser Aspekt wurde in den Arbeiten der zweiten Projekthälfte berücksichtigt. Hier wurde die Anwendbarkeit phosphatfreier Gerüststoffe auf Basis von Maleinsäure wie z.B. Polysuccinimid oder Polyasparaginsäure-Na geprüft. Darüber hinaus wurde der Einsatz eines Co-Tensides zur weiteren Verbesserung der Reinigungsleistung untersucht.

Die vorliegende Gegenüberstellung basiert auf einer Bewertung potentieller Umweltbelastungen alternativer Reinigerrezepturen für Industriereiniger ausgehend von allen relevanten Vorprozessen bis hin zur Anwendungsphase der Reiniger anhand einer vereinfachten Ökobilanz. Um eine ganzheitliche Bewertung der ökologischen Belastungspotentiale vornehmen zu können, wären zudem Angaben zur Langzeitstabilität und Entsorgung der alternativen Reinigerformulierungen erforderlich gewesen, die üblicherweise in einer späteren Phase der Produktentwicklung erhoben werden und somit bis zum Projektende noch nicht vorlagen. Die Integration dieser Aspekte könnte die Ergebnisse der vereinfachten Ökobilanz noch verändern und sollte daher bei Verfügbarkeit der Daten vorgenommen werden.

Es konnte jedoch anhand der Studie gezeigt werden, dass bereits in der ersten Projekthälfte eine deutliche Verringerung der Umweltbelastungspotentiale erzielt wurde, die mit dem Einsatz von Metallreinigern zur Entfettung von Al-Oberflächen einhergeht. Zudem konnten auf Basis der Bilanzierungsergebnisse weitere Optimierungsschwerpunkte mit hohem Umweltentlastungspotential identifiziert werden. Eine Weiterführung des Projektvorhabens war vor diesem Hintergrund empfehlenswert.

8 Anhang

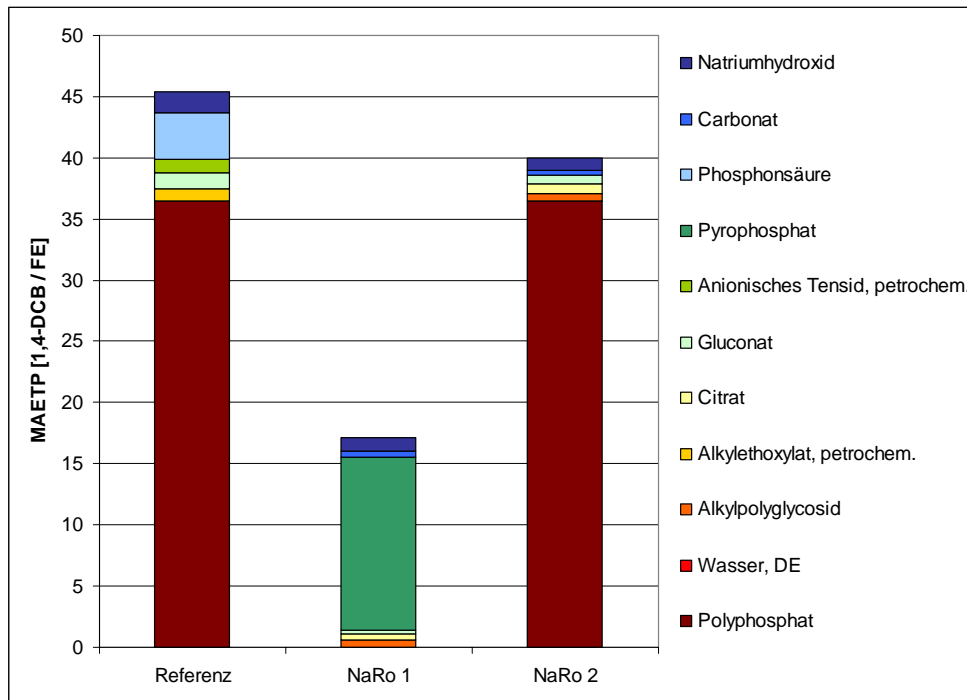


Abbildung 32: Wirkkategorie Ökotoxizität in marinen Gewässern; Szenario 1

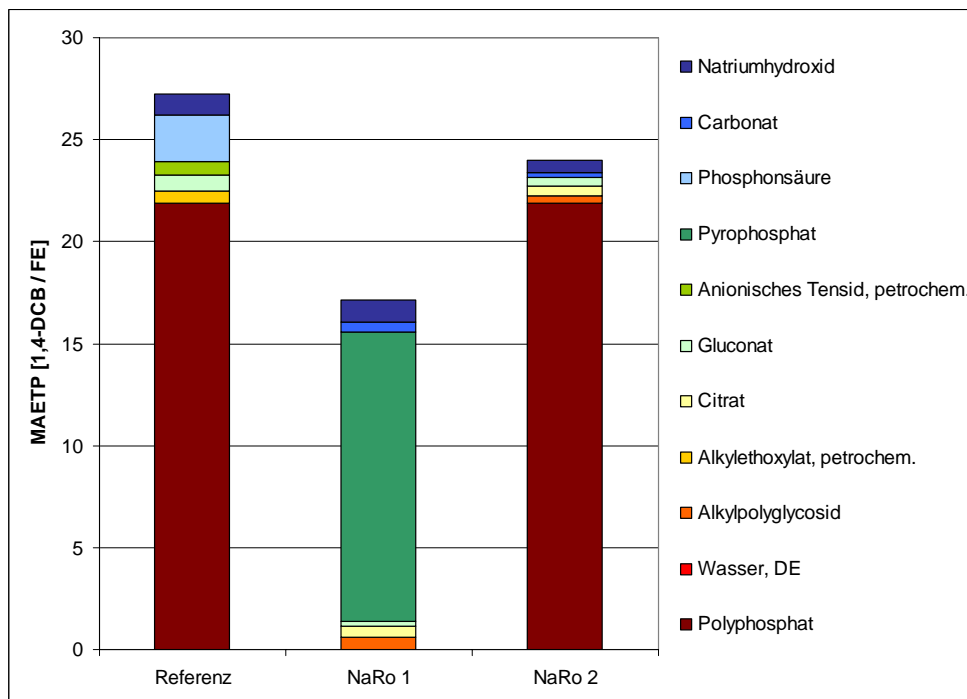


Abbildung 33: Wirkkategorie Ökotoxizität in marinen Gewässern; Szenario 2

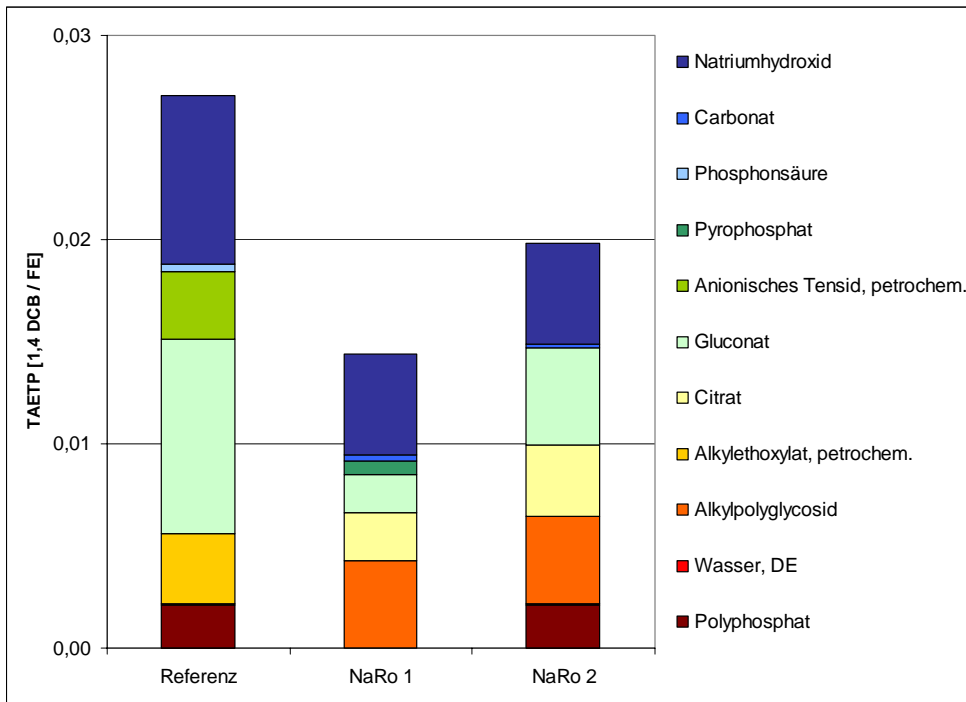


Abbildung 34: Wirkkategorie Ökotoxizität in Böden; Szenario 1

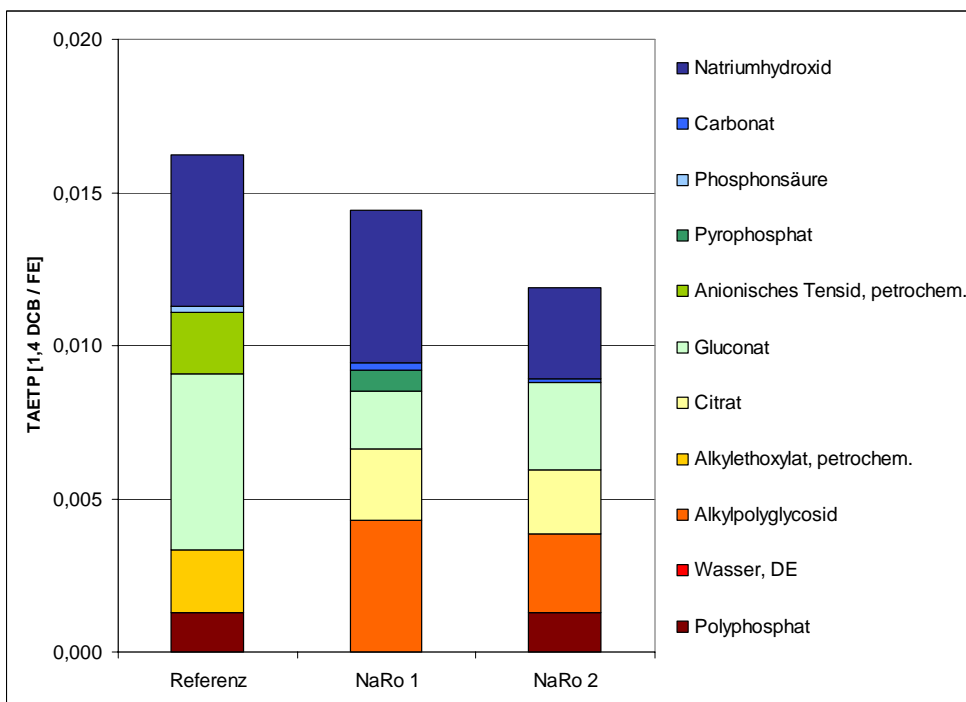


Abbildung 35: Wirkkategorie Ökotoxizität in Böden; Szenario 2

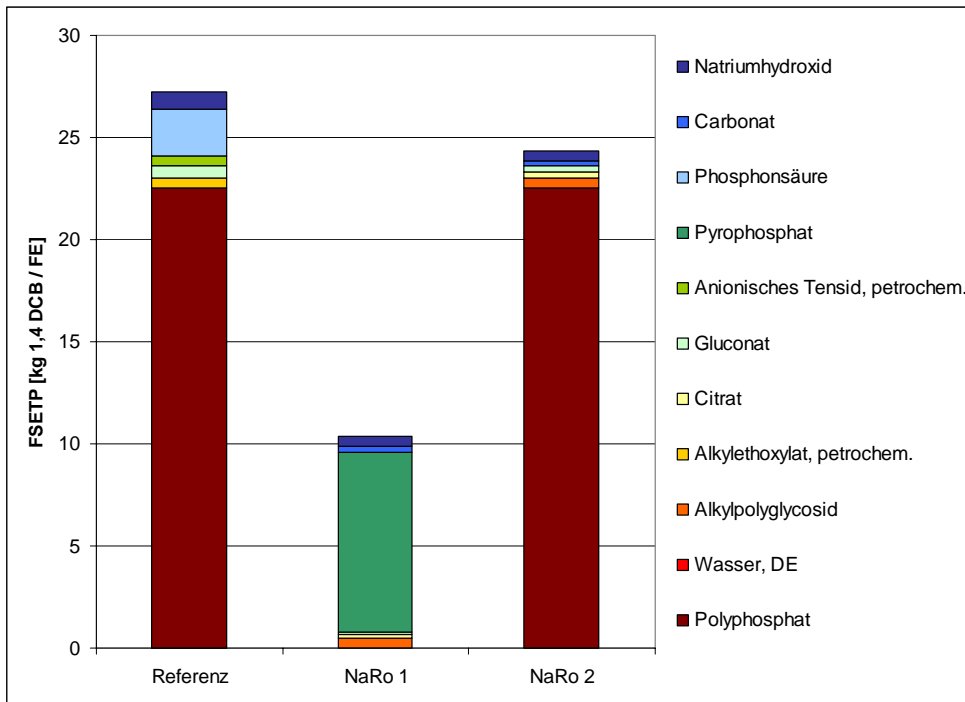


Abbildung 36: Wirkkategorie Ökotoxizität in Süßgewässersedimenten; Szenario 1

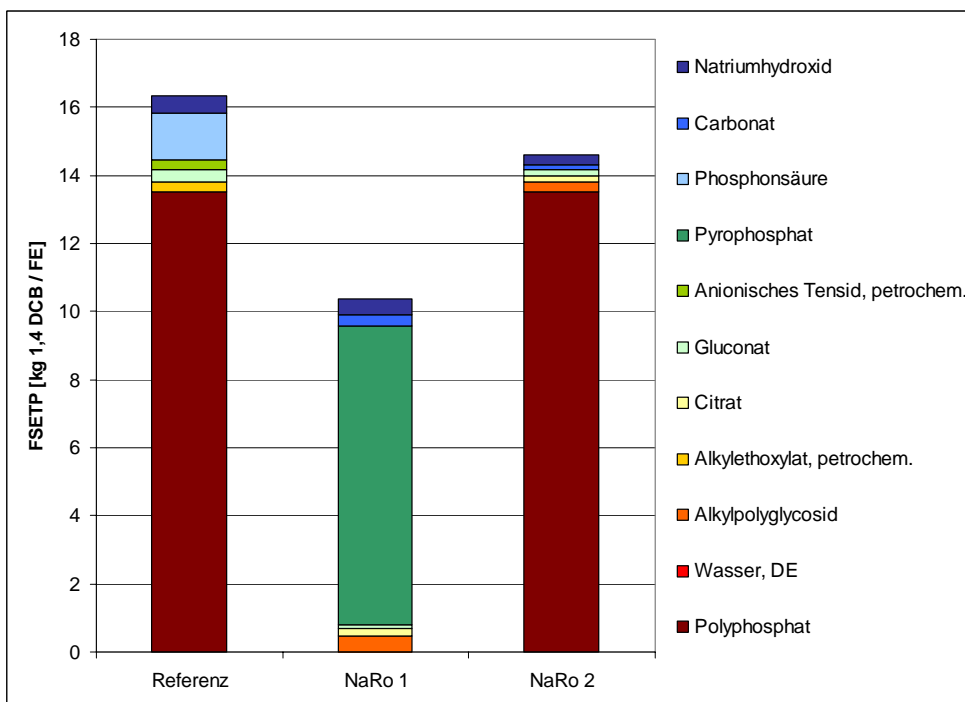


Abbildung 37: Wirkkategorie Ökotoxizität in Süßgewässersedimenten; Szenario 2

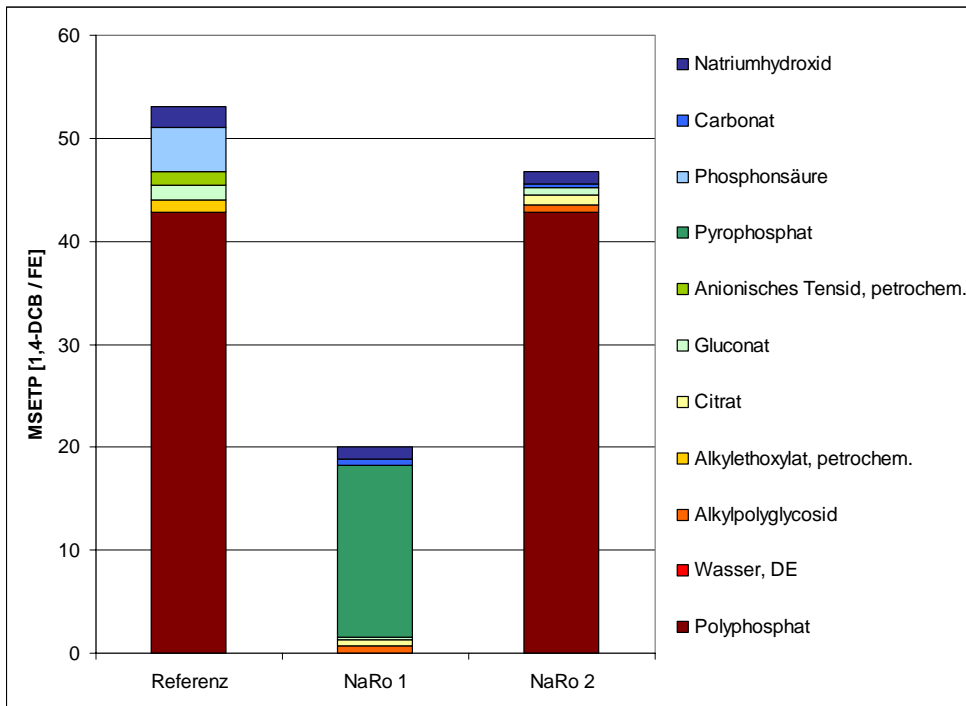


Abbildung 38: Wirkkategorie Ökotoxizität in marinen Sedimenten; Szenario 1

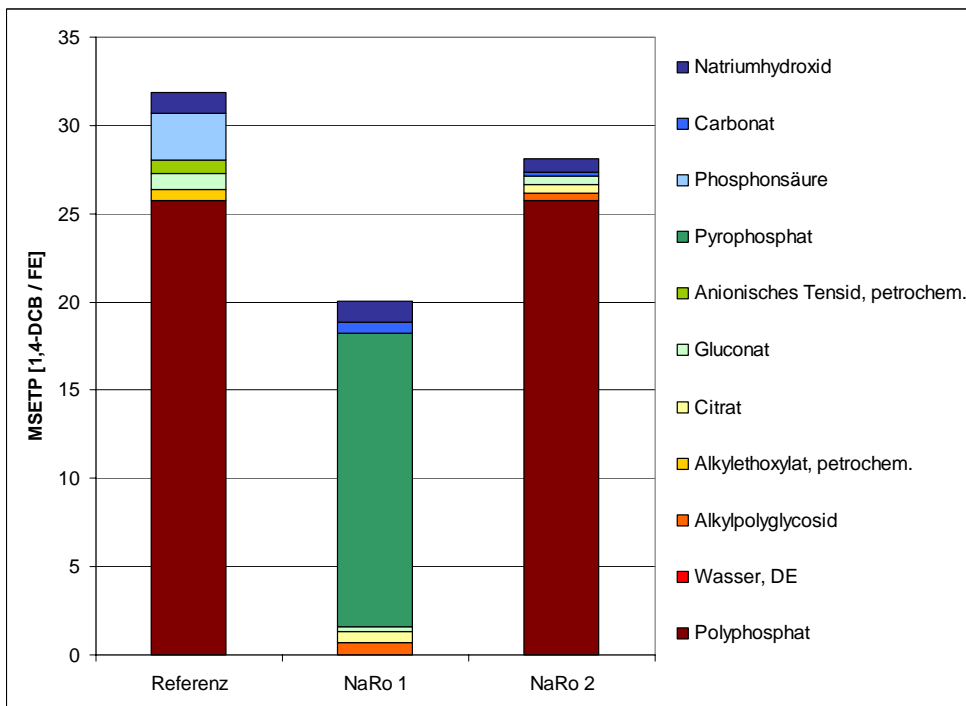


Abbildung 39: Wirkkategorie Ökotoxizität in marinen Sedimenten; Szenario 2

Legende der Stoffstromnetze



P2

Input-Stellen

An dieser Stelle werden dem Prozess
Stoffe und/oder Energien zugeführt



P1

Output-Stellen

An dieser Stelle verlassen Stoffe
und/oder Energien den Prozess



T1

Transitionen

An dieser Stelle wird im Prozess ein Gut
umgewandelt oder transportiert



P3

Connection

Verbindet zwei Transitionen miteinander

9 Literaturverzeichnis

- [1] Wässrige Systeme, Richtlinien vom DGO-Arbeitskreis „Reinigen“, Galvanotechnik 80(1989) 7, 2275-2282
- [2] H. Röper. Perspektiven nachwachsender Rohstoffe, insbesondere von Stärke und Zucker, Universität Braunschweig, www.oekochemie.tu-bs.de
- [3] M. Biermann, K. Schmid, P. Schulz. Alkylpolyglucoside - Technologie und Eigenschaften, Starch/Stärke 45 (1993), 281
- [4] R. Cartarius, T. Krause, H. Vogel. Kinetische Modellierung der reduktiven Aminierung von Isomaltulose an einem Palladium-Katalysator, Chem. Ing. Tech. 73 (2001) 3, 257-262
- [5] D. Lenoir, J.O. Metzger. Leitmotiv Nachhaltigkeit: erneuerbare Rohstoffe, Synthesen, Nachrichten aus der Chemie 52 (2004) 6, 666-671
- [6] U. Stieglitz. Bestandteile von Fertigungshilfsstoffen und Vorbehandlungskemikalien, Studie, IKS Dresden 1991, unveröffentlicht
- [7] Life cycle assessment - an operational guideline to the ISO standards - part 2a (Ed.: J. B. Guinée) 2001. Leiden, The Netherlands, Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment and Centre of Environmental Science - Leiden University
- [8] Umweltbundesamt. Methodik der produktbezogenen Ökobilanzen – Wirkbilanz und Bewertung. UBA-Texte 23/95, 1995, Berlin
- [9] D. H. Meadows, D. L. Meadows, J. Randers, W. W. Behrens. The Limits to Growth, A Report for the Club of Rome's Project on the Predicament of Mankind, Universe Books, New York, 1972
- [10] Bundesamt für Umweltschutz. Ökobilanzen von Packstoffen. Nr. 24, 1984, Bern, Schriftenreihe Umweltschutz
- [11] G. Sundström, M. P. Lundholm. in Tetrabrik Aseptic Kartonpackungen sowie Pfandflaschen und Einwegflaschen aus Glas, Malmö, 1985
- [12] I. Boustead, The Environmental Impact of Liquid Food Containers in the UK, Warmer Bulletin, East Grinstead, UK, 1990
- [13] J. Elkington, J. Hailes. in The LCA Sourcebook SustainAbility, London, 1993
- [14] R. Heijungs, J. B. Guinée, G. Huppes, R. M. Lankreijer, H. A. U. de Haes, A. Wegener Sleeswijk, A. M. M. Ansems, P. G. Eggels, R. van Dium, H. P. de Goede. Environmental Life Cycle Assessment of Products; Background & Guide, Leiden, 1992
- [15] W. Klöpffer. Life cycle analysis (LCA) and ecological balancing in europe: a personal account, in Proceedings of the Conference on Life Cycle Assessment: a Tool for the '90s, Kansas City, 1991
- [16] W. Klöpffer. The critical review process according to ISO 14040-43 - an analysis of the standards and experiences gained in their application International Journal of Life Cycle Assessment, 2005, 10 (2) 98-102

-
- [17] D. W. Pennington, J. Potting, G. Finnveden, E. Lindeijer, O. Jolliet, T. Rydberg, G. Rebitzer. Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice Environment International, 2004, 30 (5) 721-739
- [18] G. Rebitzer, T. Ekvall, R. Frischknecht, D. Hunkeler, G. Norris, T. Rydberg, W. P. Schmidt, S. Suh, B. P. Weidema, D. W. Pennington. Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications Environment International, 2004, 30 (5) 701-720
- [19] Guidelines for Life Cycle Assessment: a "Code of Practice" in SETAC Workshop, 31.03.-03.04.1993, Sesimbra, Portugal
- [20] DIN EN ISO14040: 1997, Umweltmanagement, Produkt-Ökobilanz, Prinzipien und allgemeine Anforderungen. 1997, Berlin, Beuth Verlag, DIN Deutsches Institut für Normung e.V.
- [21] DIN EN ISO14041:1998, Umweltmanagement, Ökobilanz, Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens. DIN Deutsches Institut für Normung e.V., 1998, Berlin, Beuth Verlag
- [22] DIN EN ISO14042:2000, Umweltmanagement, Ökobilanz, Wirkungsabschätzung. DIN Deutsches Institut für Normung e.V. 2000. Berlin, Beuth Verlag
- [23] DIN EN ISO14043:2000, Umweltmanagement, Ökobilanz, Auswertung. DIN Deutsches Institut für Normung e.V. 2000. Berlin, Beuth Verlag
- [24] ISO 14040:2006, Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework. Brussels, Belgium: European Committee for Standardisation, 2006.
- [25] ISO 14044:2006, Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines. Brussels, Belgium: European Committee for Standardisation, 2006.
- [26] Umberto 5.1; Ein interaktives Programm zur Erstellung von Ökobilanzen auf der Basis von Stoffstromnetzen; Hamburg: ifu Institut für Umweltinformatik; Heidelberg: ifeu Institut für Energie- und Umweltforschung, 2005, CD-ROM
- [27] Ecoinvent Center; ecoinvent data v1.2. Final reports ecoinvent 2000 No. 1-15. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, 2005, CD-COM
- [28] S. Schaltegger, R. Kubat, Das Handwörterbuch der Ökobilanzierung: Begriffe und Definitionen, 2. Ed., Wirtschaftswissenschaftliches Zentrum der Universität Basel, Basel, 1995
- [29] K. Böge, L.F. Tietze. Synthese von Alkylpolyglycosiden, Fett/Lipid 100 (1998) 36
- [30] K. Hill. Hydrophobe Alkylglucoside - Synthese und Eigenschaften, Henkel-Referate 29 (1993), 30-35
- [31] K. Schmid. Tenside aus nachwachsenden Rohstoffen für Wasch- und Reinigungsmittel, in: Perspektiven nachwachsender Rohstoffe in der Chemie, H. Eierdanz (Hrsg.), VCH-Verlag, Weinheim 1996, 41
- [32] T. Förster, H. Hensen, R. Hofmann, B.A. Salka. Physikalisch-chemische Eigenschaften von Alkylpolyglycosiden in Körperpflegeprodukten, Parfümerie und Kosmetik 76 (1995) 763
- [33] R. Hofmann, D. Nickel, W. v. Rybinski, J. Pölike, C. Thunig. Phasenverhalten und Grenzflächeneigenschaften von Alkylglucosiden, Henkel-Referate 29(1993), 36-40
- [34] E.-M. Kutschmann, G.H. Findenegg, D. Nickel, W. v. Rybinski. Grenzflächenspannung von Alkylpolyglycosiden, Colloid Polymer Sci. 273 (1995) 565

-
- [35] G. Platz, J. Pölike, C. Thunig, R. Hofmann, D. Nickel, W. v. Rybinski. Rheologie und Phasenverhalten von Alkylglycosiden in wässriger Lösung, *Langmuir* 11 (1995) 4250
- [36] T. Förster, B. Guckenbiehl, H. Hensen, W. v. Rybinski. Physikochemische Grundlagen von Mikroemulsionen mit Alkylpolyglycosiden, *Progr. Colloid Polym. Sci.* 101 (1996) 105
- [37] F. Hirsinger. Life-cycle inventory of alkyl polyglycosides *in* K. Hill, W. von Pybinski, G. Stoll (Ed.). *Alkyl polyglycosides*. VCH Weinheim 1997, 190-210
- [38] M. Eissen, J.O. Metzger, E. Schmidt, U. Schneidewind. 10 Jahre nach „Rio“ - Konzepte zum Beitrag der Chemie zu einer nachhaltigen Entwicklung, *Angew. Chem.* 114 (2002), 402-425
- [39] F. Ullmann (Hrsg.). *Enzyklopädie der technischen Chemie*, 4. Auflage, Band 9, Verlag Chemie, Weinheim, 1975, 627-628
- [40] F. Ullmann (Hrsg.). *Enzyklopädie der technischen Chemie*, 4. Auflage, Band 24, Verlag Chemie, Weinheim, 1983, 785-786
- [41] Cumulative Energy Demand - Terms, Definitions, Methods of Calculation. VDI-Richtlinie 4600, 1997. Düsseldorf
- [42] U. R. Fritsche, W. Jenseit, Ch. Hochfeld. Methodikfragen bei der Berechnung des kumulierten Energieaufwands (KEA). Arbeitspapier im Rahmen des UBA-F&E Vorhabens Nr. 104 01 123, 1999. Darmstadt
- [43] Climate change 1994. Radiative forcing of climate change and an evaluation of the IPCC IS92 Emission scenarios, (Ed.: J. T. Houghton, L. G. Meira Filho, B. A. Callander, J. Bruce, H. Lee, E. Haites, N. Harris, K. Maskell) Cambridge University Press, Cambridge, 1994
- [44] Climate change 1995: the science of climate change, (Eds.: J. T. Houghton, L. G. Meira Filho, B. A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg, K. Mankell) Cambridge University Press, Cambridge, 1996
- [45] J. B. Guinee, R. Heijungs. A proposal for the definition of resource equivalency factors for use in product life-cycle assessment *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1995, 14 (5) 917-925
- [46] Scientific assessment of ozone depletion: 1994. No.: 37, 1995. Genf, WMO (World Meteorological Organization) Global ozone research and monitoring project
- [47] Scientific assessment of ozone depletion: 1991. No.:25, 1992. Genf, WMO (World Meteorological Organization) Global ozone research and monitoring project
- [48] Scientific Assessment of Ozone Depletion 1998. No.: 44, 1999. Genf, WMO (World Meteorological Organization) Global ozone research and monitoring project
- [49] <http://roempp.com/prod/index1.html>, Stand: August 2004
- [50] R. G. Derwent, M. E. Jenkin, S. M. Saunders. Photochemical ozone creation potentials for a large number of reactive hydrocarbons under European conditions *Atmospheric Environment*, 1996, 30 (2) 181-199
- [51] R. Heijungs, J. B. Guinée, G. Huppes, R. M. Lankreijer, H. A. U. de Haes, A. Wegener Sleeswijk, A. M. M. Ansems, P. G. Eggels, R. van Dium, H. P. de Goede. *Environmental Life Cycle Assessment of Products; Background & Guide*, Leiden, 1992

-
- [52] M. A. J. Huijbregts. Life cycle impact assessment of acidifying and eutrophying air pollutants. Calculation of equivalency factors with RAINS-LCA. 1999. Amsterdam, Interfaculty Department of Environmental Science, Faculty of Environmental Science, University of Amsterdam
- [53] M. A. J. Huijbregts, U. Thissen, J. B. Guinee, T. Jager, D. Kalf, D. van de Meent, A. M. J. Ragas, A. Wegener Sleeswijk, L. Reijnders. Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part I: Calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effects model USES-LCA *Chemosphere*, 2000, 41 (4) 541-573
- [54] **D. Kralisch, G. Kreisel, U. Stieglitz, Ch. Ruhland. New Solutions for Industrial Cleaners** Ecological Improvement by LCA. In *1st International IUPAC Conference on Green-Sustainable Chemistry*, Dresden, Germany, 10. - 15.09.2006