

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM EXTENSÃO RURAL**

Gladis Maria Backes Bühring

**ESTRUTURA CONCEITUAL INTEGRANDO DPSIR, REDE CAUSAL E
SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS PARA ANÁLISE AMBIENTAL DOS
DEJETOS NA PRODUÇÃO INTENSIVA DE ANIMAIS**

Santa Maria, RS

2018

Gladis Maria Backes Bühring

**ESTRUTURA CONCEITUAL INTEGRANDO DPSIR, REDE CAUSAL E SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS PARA ANÁLISE AMBIENTAL DOS DEJETOS NA
PRODUÇÃO INTENSIVA DE ANIMAIS**

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Extensão Rural (PPGExR), da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Doutora em Extensão Rural**.

Orientador: Prof. Dr. Vicente Celestino Pires Silveira

Santa Maria, RS
2018

Bühring, Gladis Maria Backes
Estrutura conceitual integrando DPSIR, rede causal e
serviços ecossistêmicos para análise ambiental dos
dejetos na produção intensiva de animais / Gladis Maria
Backes Bühring.- 2018.
163 p.; 30 cm

Orientador: Vicente Celestino Pires Silveira
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós
Graduação em Extensão Rural, RS, 2018

1. Biomassa residual 2. Cadeia causal 3. Impactos 4.
Meio ambiente I. Silveira, Vicente Celestino Pires II.
Título.

Gladis Maria Backes Bühring

**ESTRUTURA CONCEITUAL INTEGRANDO DPSIR, REDE CAUSAL E SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS PARA ANÁLISE AMBIENTAL DOS DEJETOS NA
PRODUÇÃO INTENSIVA DE ANIMAIS.**

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação
em Extensão Rural (PPGExR), da Universidade
Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como
requisito parcial para obtenção do título de
Doutora em Extensão Rural.

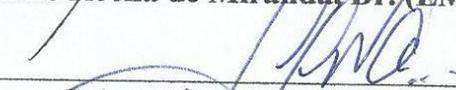
Aprovado em 13 de julho de 2018:



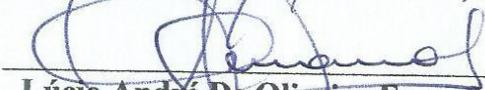
Vicente Celestino Pires Silveira, Ph.D. (UFSM)
(Presidente/Orientador)



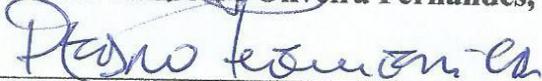
Cláudio Rocha de Miranda, Dr. (EMBRAPA) - Parecer



Gabriel Nunes De Oliveira, Dr. (UFSM)



Lúcio André De Oliveira Fernandes, Dr. (UFPel)



Pedro Daniel Da Cunha Kemerich, Dr. (UNIPAMPA)

Santa Maria, RS
2018

DEDICATÓRIA

*Ao meu marido, amor da minha vida, por estar sempre ao meu lado.
A nossa filha Sabrina, que fez nascer em mim um amor maior que a vida.*

AGRADECIMENTOS

No decorrer dos anos de trabalho que resultaram nesta tese, obtive o apoio e ensinamentos de várias pessoas e instituições. Gostaria de agradecer a todos que de alguma maneira contribuíram para a realização deste trabalho.

Agradecimento especial para minha família, por acreditarem em mim e por tornarem os dias desta jornada mais agradáveis. Ao Odacir, meu marido, pelo amor e companheirismo que nos une, por todo apoio, paciência, suporte e incentivo durante este percurso; a Sabrina, minha filha amada que ilumina de maneira especial os meus pensamentos, e que nasceu em meio ao processo de pesquisa, trabalho, incertezas, frustrações e alegrias que o doutorado proporciona.

Meus pais Leomar e Melita, meus irmãos Rafael e Felipe, obrigada por estarem sempre comigo e por serem os principais responsáveis por quem eu sou hoje. A minha tia Jacinta e toda sua família, gratidão por tudo que fizeram por mim. Ao Max, sempre ao meu lado.

Ao meu orientador, Vicente Celestino Pires Silveira, por seus ensinamentos durante todo o doutorado, pelo compromisso, seriedade, generosidade, dedicação e auxílio na elaboração deste trabalho. Meu muito obrigada de coração.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Extensão Rural (PPGExR), por partilharem seus conhecimentos.

Dedico agradecimento a Embrapa Suínos e Aves, em especial ao Dr. Cláudio Rocha de Miranda, pela colaboração no desenvolvimento e fornecimento de material para a realização deste trabalho.

À CAPES – Coordenação de Aperfeiçoamento de Pesquisa de Ensino Superior, pela concessão de bolsa durante parte do desenvolvimento deste trabalho.

Obrigada a todos. Mais uma etapa foi vencida!

“Wer nie einen Fehler beging, hat nie etwas Neues ausprobiert.”

(Albert Einstein)

“Probleme kann man niemals mit derselben Denkweise lösen, durch die sie entstanden sind.“

(Albert Einstein)

Human beings and the natural world are on a collision course. Human activities inflict harsh and often irreversible damage on the environment and on critical resources. If not checked, many of our current practices put at serious risk the future that we wish for human society and the plant and animal kingdoms, and may so alter the living world that it will be unable to sustain life in the manner that we know. Fundamental changes are urgent if we are to avoid the collision our present course will bring about.

(World Scientists' Warning to Humanity, 1992)

RESUMO

ESTRUTURA CONCEITUAL INTEGRANDO DPSIR, REDE CAUSAL E SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS PARA ANÁLISE AMBIENTAL DOS DEJETOS NA PRODUÇÃO INTENSIVA DE ANIMAIS

AUTORA: Gladis Maria Backes Bühring
ORIENTADOR: Vicente Celestino Pires Silveira

A crescente demanda por alimentos leva a um processo de intensificação da produção agropecuária, que pode resultar em problemas ambientais se os resíduos não forem geridos adequadamente. A interação entre a produção intensiva de animais com seu meio ambiente é complexa e depende principalmente da localização e das práticas de gestão. Os dejetos oriundos da produção intensiva de animais, em função do volume e características, podem representar um driver desencadeador de pressões sobre o ambiente, degradando o estado ambiental e como consequência impactos ao ecossistema, mobilizando a sociedade a tomar iniciativas para reverter a situação, cuja resposta, pode ser orientada para atuar sobre as pressões, o estado, os impactos, ou ainda sobre os drivers. Ademais, pode gerar impactos sobre vários serviços ecossistêmicos com base na água, no solo, no ar, na biodiversidade e na aparência geral da paisagem. Neste contexto, o objetivo principal desta tese é desenvolver uma estrutura conceitual para análise ambiental da geração de dejetos da produção intensiva de animais, integrando o quadro de cadeia causal DPSIR com rede causal e serviços ecossistêmicos. Para tanto, foi desenvolvida uma metodologia com a construção da estrutura conceitual, para uma compreensão adequada da complexidade de um conjunto de elementos que interagem, considerando as inter-relações dos indicadores e com condições de aplicação na realidade empírica, demonstrado através da aplicação em estudo de caso numa microbacia hidrográfica com produção intensiva de suínos; além de uma abordagem sobre o biogás no enfoque dos serviços ecossistêmicos, como uma possível resposta ao sistema para controlar os efeitos adversos dos drivers e pressões, mitigando impactos causados pelos dejetos. Com o desenvolvimento da estrutura conceitual foi possível estabelecer uma vinculação lógica entre os seus componentes, incluindo assim um potencial de percepções ambientais bem como de mudanças no sistema socioeconômico. Os impactos causados pelos dejetos podem ser entendidos como mudanças no fornecimento de serviços do ecossistema e no sistema socioeconômico, identificáveis na estrutura de análise conceitual proposta. A aplicação da estrutura conceitual identificou o principal driver que exerce pressões no sistema e que impactam serviços ecossistêmicos, afetando serviços de provisão e regulação. O desenvolvimento desta estrutura conceitual de análise ambiental contribui para a seleção de indicadores e dos serviços ecossistêmicos envolvidos, que podem auxiliar no monitoramento e gerenciamento da sustentabilidade, fornecendo subsídios para políticas ambientais mais adequadas, obtidas a partir de indicadores que reflitam as condições locais.

Palavras-chave: Biomassa residual. Cadeia causal. Impacto. Meio ambiente.

ABSTRACT

CONCEPTUAL STRUCTURE INTEGRATING DPSIR, CAUSAL NETWORK AND ECOSYSTEM SERVICES FOR ENVIRONMENTAL ANALYSIS OF THE MANURE IN INTENSIVE PRODUCTION OF ANIMALS

AUTHOR: Gladis Maria Backes Bühring
ADVISOR: Vicente Celestino Pires Silveira

The growing demand for food leads to a process of intensification in the livestock production, which can result in environmental problems if the residues are not managed correctly. The interaction between the intensive production of animals and its environment is complex and depends mainly on the location and on the management practices. The manure from the intensive production of animals, as a result of the volume and characteristics, can represent a triggering drive of pressures on the environment, degrading the environmental state and, consequently, impacting on the ecosystem, mobilizing the society to take actions to reverse the situation, whose response can be guided to act over the pressures, the state, the impacts, or also over the drives. Furthermore, it can generate impacts over various ecosystem services based on water, soil, air, biodiversity and the general appearance of the landscape. In this context, this thesis aims to develop a conceptual structure for environmental analysis of the manure generation in the intensive production of animals, integrating the causal chain framework DPSIR with causal network and ecosystem services. For this purpose, a methodology with the construction of the conceptual structure was developed, for a correct understanding of the complexity of a set of elements that interact, considering the interrelations of the indicators and with conditions of application in the empirical reality, demonstrated through the application in a case study in a micro watershed with intensive production of pigs; in addition to an approach about the biogas focused on ecosystem services, as a possible response to the system to control the adverse effects of the drives and pressures, mitigating impacts caused by the manure. By developing the conceptual structure, it was possible to establish a logical bond of its components, including, this way, a potential of environmental perceptions, as well as changes in the socioeconomic system. The impacts caused by the manure can be understood as changes in the supply of ecosystem services and in the socioeconomic system, identifiable in the structure of conceptual analysis proposed. The application of the conceptual structure identified the main drive that puts pressures in the system and impacts ecosystem services, affecting provision and regulation services. The development of this conceptual structure of environmental analysis contributes to the selection of indicators and the involved ecosystem services, which can help monitor and manage the sustainability, providing subsidies for more adequate environmental policies, obtained from indicators that reflect the local conditions.

Keywords: Causal chain. Environment. Impact. Residual biomass.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Uso de recursos, insumos e impactos ambientais na cadeia de produção de suínos	38
Figura 2 - Ligação entre a produção de suínos e o ambiente	41
Figura 3 - Estrutura do quadro de análise DPSIR	44
Figura 4 - Estrutura de análise DPSIR como um sistema no ambiente.....	46
Figura 5 - Cascata dos serviços ecossistêmicos	54
Figura 6 - Fluxos e insumos naturais, produtos e resíduos.....	56
Figura 7 - Os serviços dos ecossistemas como parte do ciclo de gestão DPSIR adaptado para sistemas humano-ambientais	64
Figura 8 - Mapa de localização da microbacia hidrográfica do Lajeado Clarimundo	86
Figura 9 - Localização das propriedades com produção de suínos da microbacia.....	87
Figura 10 - Estrutura conceitual simplificada com exemplo centrado na produção de suínos	92
Figura 11 - Estrutura conceitual aplicada no estudo de caso.....	128

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Classificação dos serviços ecossistêmicos do CICES (V5.1)	61
Quadro 2 - Relação de indicadores na gestão de dejetos de animais	72
Quadro 3 - Resumo dos indicadores da EEA	73
Quadro 4 - Demandas para indicadores de serviços ecossistêmicos	74
Quadro 5 - Alguns indicadores da produção de suínos na lógica DPSIR para inclusão na estrutura conceitual	90
Quadro 6 - Classificação dos serviços ecossistêmicos no quadro DPSIR.....	91
Quadro 7 - Classificação nos serviços ecossistêmicos do biogás oriundo de biomassa residual nos níveis de seção, divisão, grupo e classe do CICES	108
Quadro 8 - Proposta de indicadores para representar o biogás na regulação e provisão dos serviços ecossistêmicos	109
Quadro 9 - Componentes e indicadores da produção de suínos na lógica DPSIR na microbacia hidrográfica do Lajeado Clarimundo.....	117
Quadro 10 - Indicadores de pressão do licenciamento ambiental da suinocultura.....	122
Quadro 11 - Classificação dos serviços ecossistêmicos no quadro DPSIR.....	126

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Emissões de gases de efeito estufa ao longo da cadeia alimentar animal e contribuição relativa estimada das principais espécies	35
Tabela 2 - Projeção para a suinocultura brasileira.....	37
Tabela 3 - Classes de uso do solo da microbacia	87
Tabela 4 - Estimativa do potencial de produção de dejetos, biogás e de redução de emissões de metano pelo plantel de suínos da região Sul	110
Tabela 5 - Cálculo das pressões exercidas pela produção de suínos na área de estudo	115
Tabela 6 - Classificação do porte de atividade da suinocultura	121

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CAR	Cadastro Ambiental Rural
CH ₄	Metano
CICES	Common International Classification of Ecosystem Services
CO ₂	Dióxido de carbono
Cu	Cobre
DPSIR	Drive-pressure-state-impact-response
EEA	European Environmental Agency
EPA	Environmental Protection Agency
EPE	Empresa De Pesquisa Energética
FAO	Food And Agriculture Organization Of The United Nations
FATMA	Fundação do Meio Ambiente
GEE	Gases de Efeito Estufa
HA	Hectare
IBGE	Instituto Brasileiro De Geografia E Estatística
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IPEA	Instituto De Pesquisa Econômica Aplicada
K	Potássio
MA	Millennium Ecosystem Assessment
MAPA	Ministério Da Agricultura, Pecuária E Abastecimento
N	Nitrogênio
N ₂ O	Óxido nitroso
NH ₃	Amônia
NO ₃ ⁻	Nitrato
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
OECD	Organisation for Economic Cooperation and Development
ONU	Organização Das Nações Unidas
P	Fósforo
PNMA	Política Nacional do Meio Ambiente
PSR	Pressure-state-response
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity

TEV	Valor Econômico Total
UM	Nações Unidas
UNEP	United Nations Environment Programme
UNFCCC	United Nations Framework Convention On Climate Change
UPD	Unidade de produção de desmamados
UPL	Unidade de produção de leitões
USDA	United States Department of Agriculture
WCED	World Commission on Environment and Development
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	25
1.1 OBJETIVO GERAL	30
1.1.1 Objetivos específicos	30
1.2 PLANO DA OBRA	31
CAPÍTULO 2 - REFERENCIAL TEÓRICO	33
2.1 DEJETOS DA PRODUÇÃO INTENSIVA DE ANIMAIS	33
2.1.1 Dejetos da suinocultura	36
2.2 DPSIR	42
2.2.1 Estrutura analítica do DPSIR	45
2.2.1.1 <i>Drivers (D)</i>	46
2.2.1.2 <i>Pressão (P)</i>	47
2.2.1.3 <i>Estado (S)</i>	48
2.2.1.4 <i>Impacto (I)</i>	49
2.2.1.5 <i>Respostas (R)</i>	49
2.3 SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS	50
2.3.1 A valoração dos serviços dos ecossistemas	57
2.3.2 Classificação dos serviços ecossistêmicos	59
2.3.2.1 <i>Serviços de provisão</i>	59
2.3.2.2 <i>Serviços de regulação e manutenção</i>	59
2.3.2.3 <i>Serviços culturais</i>	60
2.3.3 Cices	60
2.4 SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS E DPSIR	62
2.5 REDE CAUSAL	66
2.5.1 Nós fundamentais na rede causal	69
2.6 INDICADORES NO QUADRO DPSIR	70
2.6.1 Tipologia dos indicadores	72
2.6.2 Indicadores de serviços ecossistêmicos	73
2.7 SÍNTESE DO CAPÍTULO	75
CAPÍTULO 3 - PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	78
3.1 CARACTERIZAÇÃO DA PESQUISA	78
3.2 ESTABELECIMENTO DA ESTRUTURA CONCEITUAL	80
3.2.1 Considerações	84
3.3 DEFINIÇÃO DO ESTUDO DE CASO	85
3.3.1 Microbacia do Lajeado Clarimundo	85
CAPÍTULO 4 – CONSTRUÇÃO DA ESTRUTURA DE ANÁLISE AMBIENTAL	89
4.1 A ESTRUTURA CONCEITUAL DE ANÁLISE AMBIENTAL	89
4.1.1 Síntese da seção	95
4.2 CONSIDERAÇÕES SOBRE A ESTRUTURA CONCEITUAL DE ANÁLISE AMBIENTAL	96
4.2.1 Considerações sobre DPSIR	96
4.2.2 Críticas ao uso do DPSIR	98
4.2.3 Considerações sobre rede causal	99
4.2.4 Considerações que envolvem serviços ecossistêmicos	100
4.3 RESPOSTAS	102

4.3.1 O biogás oriundo da biomassa residual como serviço ecossistêmico	103
<i>4.3.1.1 Contribuições do biogás para o ecossistema e o bem-estar humano</i>	109
CAPÍTULO 5 – APLICAÇÃO DA ESTRUTURA CONCEITUAL EM ESTUDO DE CASO	114
5.1 A PRODUÇÃO DE SUÍNOS DA MICROBACIA HIDROGRÁFICA DO LAJEADO CLARIMUNDO	114
5.1.1 Indicadores	116
<i>5.1.1.1 Drivers</i>	118
<i>5.1.1.2 Pressões</i>	118
<i>5.1.1.2.1 O licenciamento ambiental</i>	119
<i>5.1.1.3 Estado</i>	122
<i>5.1.1.4 Impactos</i>	123
<i>5.1.1.5 Respostas</i>	124
5.1.2 Serviços ecossistêmicos	124
5.1.3 Construção da estrutura conceitual	127
5.1.4 Síntese da seção	131
6 CONCLUSÕES	133
REFERÊNCIAS	136
ANEXOS	158

1 INTRODUÇÃO

O Brasil é um grande produtor de commodities agrícolas e proteína animal, e as externalidades dessa produção nem sempre são consideradas. Uma das principais externalidades são os dejetos produzidos em sistemas intensivos. As atividades pecuárias são fontes de resíduos e efluentes gerados em grande quantidade, e de maneira muito concentrada com alto grau poluidor, com destaque para a suinocultura. A grande quantidade de dejetos produzidos representa uma biomassa¹ residual de elevada carga orgânica, um passivo ambiental com um potencial de impacto negativo no meio ambiente², se não for gerido de forma adequada.

A produção agropecuária interage com o meio ambiente por meio do uso de recursos e da produção de resíduos, pelo seu volume e composição, podendo conter cargas elevadas de matéria orgânica, nutrientes e microrganismos, com potencial de poluição da água, do ar e do solo, onde a lixiviação de nutrientes, principalmente nitrogênio (N) e fósforo (P), evaporação de amônia (NH₃) e contaminação por patógenos são algumas das principais ameaças (HOLM-NIELSEN; AL SEADI; OLESKOWICZ-POPIEL, 2009), com influência negativa na qualidade de vida do meio rural, e que requer gerenciamento adequado para exportar e redistribuir o excesso de nutrientes dos dejetos.

A relação entre as atividades agropecuárias e o impacto ambiental não é simples e, geralmente, não é possível medir diretamente no ambiente local, porque a maioria das emissões são difusas, portanto, os indicadores são utilizados para dar informações sobre a relação entre uma determinada atividade e seu impacto sobre a utilização de recursos e o meio ambiente, e baseia-se na necessidade de simplificar fenômenos complexos e quantificar informação, de modo que a sua importância seja mais facilmente perceptível (HALBERG et al., 2005).

¹ Consideram-se biomassas os materiais que têm a propriedade de decomposição por efeito biológico, através da ação de bactérias (FARRET, 2014); é uma fonte guardada de energia solar inicialmente coletada das plantas durante o processo de fotossíntese onde o dióxido de carbono é capturado e convertido em materiais principalmente na forma da celulose, hemicelulose ou lignina (BILGILI; OZTURK, 2015). Biomassa é a abrangência da matéria vegetal criada pela fotossíntese e seus derivados, tais como resíduos florestais e agrícolas, resíduos animais e matéria orgânica contida nos resíduos domésticos e municipais (LORA, 1997).

² Meio ambiente é definido pela lei 6.938/81 que dispõe sobre a PNMA (Política Nacional do Meio Ambiente) como o conjunto de condições, leis, influências e interações de ordem física, química e biológica, que permite, abriga e rege a vida em todas as suas formas (BRASIL, 1981).

A interação da produção intensiva animal com os ecossistemas³ pode ser complexo e depende da localização e práticas de gerenciamento⁴. No contexto da suinocultura, melhorias nas técnicas de produção e gerenciamento possibilitaram a realização de ganhos de produtividade consideráveis, e assim, tecnologias e economias de escala levaram a melhorias na produtividade, o que aumentou os riscos ambientais potenciais associados à produção (OECD, 2003b). Aumento do plantel acarreta em maior volume de dejetos que precisa ser destinado, e assim quanto menor a superfície disponível por animal, maior será a quantidade de nutrientes levados no solo, além dos problemas de armazenamento inadequados, que também induz ao aumento da poluição atmosférica (OECD, 2003b). A questão ambiental na produção animal é um reflexo do modelo industrial intensivo da produção, e assim, a solução, além de tecnológica, remete ao próprio modelo de desenvolvimento (MIRANDA, 2005). Portanto, existem externalidades ambientais negativas que precisam de estratégias para serem minimizadas ou mitigadas.

Em função da complexidade da problemática ambiental relacionada aos dejetos da produção intensiva de animais, para identificar as causas e dimensões requer-se uma abordagem que considere as interações entre o uso dos recursos naturais e a dinâmica socioeconômica, relacionada a essa questão. Para tanto dispõem-se de algumas metodologias, tais como PSR (pressure-state-response)⁵, ACV (avaliação de ciclo de vida), DPSIR (driver-pressure-state-impact-response)⁶.

A avaliação de ciclo de vida (ACV) é um instrumento de gestão previsto nas normas da NBR ISO 14040, que define ACV como uma técnica que fornece avaliação e quantificação de impactos no ambiente ao longo de todo o ciclo de vida (ABNT, 2009). O modelo PSR desenvolvido pela OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) tem

³ Ecossistema é um sistema formado pelo conjunto de elementos de um dado meio natural e pelo conjunto dos atores sociais que utilizam este meio visando retirar dele os recursos que necessitam (MONTGOLFIER; NATALI, 2002). Segundo Wallace (2007) ecossistema é uma unidade funcional formada localmente por todos os organismos e seu ambiente físico (abiótico) interagindo uns com os outros; abrange aqueles elementos do ambiente biótico e abiótico que são culturalmente derivados (como animais domésticos, edifícios, estradas e próprios seres humanos) bem como elementos naturais.

⁴ Ao longo da tese é utilizado o termo ecossistema. Observa-se, no entanto, que as interações que são descritas podem se referir a ecossistemas em múltiplas escalas espaciais, que variam do nível mais individual (como uma propriedade rural), através de ecossistemas e paisagens, ao sistema global (HEIN et al., 2006). A compreensão de diferentes escalas onde os serviços ecossistêmicos atuam é uma importante estratégia da sua gestão (KREMEN, 2005).

⁵ Traduzindo respectivamente: pressão-estado-resposta.

⁶ Traduzindo respectivamente: força motriz-pressão-estado-resposta. Para o termo driver (D) optou-se por não usar a tradução nesta tese, mantendo o termo original.

como base de construção a causalidade, partindo da premissa de que as atividades humanas afetam a quantidade e a qualidade dos recursos naturais. Nessa metodologia a pressão sobre o ambiente das atividades humanas e econômicas, levam a mudanças no estado ou nas condições ambientais que prevalecem como resultado dessa pressão, e pode provocar respostas da sociedade para mudar as pressões e o estado do meio ambiente (OCDE, 1999).

Contudo foram percebidas deficiências no que tange à compreensão de processos ecológicos complexos e de interações entre o homem e o meio ambiente no modelo PSR, e por isso foi desenvolvido um modelo mais completo de avaliação e informação ambiental, que procurou evidenciar mais claramente as relações de causa e efeito resultantes da interação entre o homem e o ambiente, o modelo DPSIR. O DPSIR segue essencialmente o mesmo padrão geral do PSR mas distingue os drivers e pressões que influenciam o ambiente, e além disso, aponta as mudanças no estado e os impactos (SMEETS; WETERINGS, 1999). Portanto, DPSIR baseia-se na ferramenta conceitual do modelo PSR para categorizar os indicadores, para identificar e descrever processos e interações em sistemas humano-ambientais.

DPSIR auxilia na organização de indicadores de estrutura no contexto de uma chamada cadeia causal que liga os indicadores de drivers (D), de pressão (P), de estado do ambiente (S), de impacto (I) e, finalmente, aos indicadores de resposta social (R). Os indicadores de drivers são as influências das atividades humanas que provocam mudanças no ambiente; indicadores de pressão descrevem as variáveis que diretamente causam, ou podem causar problemas ambientais; indicadores de estado mostram a atual condição do ambiente; indicadores de impacto descrevem os efeitos das mudanças de estado; e indicadores de resposta descrevem as ações da sociedade para resolver os problemas, tais como políticas, regulamentações e tecnologias limpas. Entretanto, mesmo sendo uma estrutura utilizada para descrever as relações entre as origens e consequências dos problemas ambientais, tratam-se de relações causais.

De forma geral, o desenvolvimento econômico e social são os drivers que exercem pressão sobre o ambiente, que conduz a alterações no estado, que levam a mudanças que causam impactos aos ecossistemas e na saúde humana, provocando uma resposta social que realimenta os drivers, pressões, o estado ou os impactos diretamente. Os impactos são o resultado da escala da atividade, da tecnologia e do sistema de manejo adotado, mas principalmente da concentração de atividades que ocorrem num determinado ecossistema (MIRANDA, 2005).

Na estrutura DPSIR indicadores podem ser usados como ferramenta de síntese e de agregação de dados, quantitativos e qualitativos. Por isso a importância de se estabelecer uma sequência de causas e efeitos das ações humanas, com indicadores apropriados que mostrem a condição do sistema, considerado um conjunto de elementos em interação, que são

interdependentes, influenciando-se mutuamente (VON BERTALANFFY, 2015). Além disso, que sirvam também para verificar a evolução do que ocorre no meio ambiente para que seja possível adotar medidas para promover a qualidade ambiental e continuar o suprimento dos serviços ecossistêmicos necessários ao nosso desenvolvimento e bem-estar. Portanto, pode-se dizer que DPSIR é voltado para a política e desenvolvimento de gestão com tomada de decisões em resposta às causas e efeitos indesejáveis, através da estruturação de indicadores das interações humanas com seu meio ambiente. No contexto desta tese, o DPSIR se baseia em drivers antropogênicos, e por isso a resposta direciona a gestão do ecossistema afetado e mudanças de políticas, como o consumo racional de serviços ecossistêmicos e estratégias de restauração e mitigação.

Entretanto, o que alguns autores descrevem é que o uso de cadeia causal não é propícia para uma boa compreensão da inter-relação dos indicadores e das relações complexas de causa e efeito entre os drivers e seus impactos ambientais. Uma estrutura baseada em rede causal inclui as inter-relações entre as diversas cadeias causais que interagem e se conectam, e desta forma, é possível capturar causas e efeitos e suas inter-relações (NIEMEIJER; DE GROOT, 2008b).

Os ecossistemas fornecem serviços que são de fundamental importância para o bem-estar, saúde, meios de subsistência e sobrevivência aos seres humanos. Os impactos dos dejetos da produção intensiva de animais podem degradar o meio ambiente e reduzir os serviços que o ecossistema pode fornecer. Como aspectos econômicos, ecológicos e sociais estão envolvidos, vemos o conceito de serviços ecossistêmicos como um instrumento adequado para analisar os impactos. Este conceito não só atua como um estímulo para encontrar soluções adequadas para a melhoria da gestão sustentável, mas também fornece uma visão holística para auxiliar na continuidade do fornecimento dos serviços ecossistêmicos.

Isto nos leva ao desafio de integrar os serviços ecossistêmicos com uma série de relações da produção intensiva de animais com a questão ambiental. A gestão do meio ambiente exige que entendamos como as mudanças na demanda, produção e oferta de produtos e de energia afetam os serviços ecossistêmicos. Assim, é importante compreender o impacto dos dejetos da produção animal nas mudanças ambientais e como afetam a prestação de serviços ecossistêmicos locais, as interações e os múltiplos efeitos, e quais as alternativas para redução destes impactos, sem comprometer a entrega de outros serviços ecossistêmicos e o risco de gerar *trade-offs*⁸.

⁸A expressão “*trade-off*” é utilizada para designar situações de escolha entre opções conflitantes, muitas vezes traduzida como ‘perde-e-ganha’. Caracteriza-se por uma ação que visa à solução de um problema em detrimento

A demanda pelos serviços de provisão do ecossistema vem crescendo, e mostram a existência de *trade-offs* na sua geração. Ações no sentido de aumentar a produção de alimentos envolvem o incremento no uso de insumos e geração de resíduos, e muitas vezes em expansão de área cultivada. Nesse sentido, as pressões sobre o ecossistema podem gerar impactos para a saúde humana e o bem-estar, e um desafio para a gestão ambiental dos resíduos dos processos produtivos.

Em 2015, as Nações Unidas e seus países-membros adotaram a Agenda 2030, com os ODS (Objetivos de Desenvolvimento Sustentável) em direção ao desenvolvimento sustentável (UN, 2015). Tudo isso reflete o consenso global de que as atividades e negócios usuais não são mais uma opção, que a mudança da trajetória de desenvolvimento é necessária (SPANGENBERG, 2017). Essas mudanças abrangem decisões de ações para acabar com a pobreza, promover a prosperidade e o bem-estar para todos, proteger o meio ambiente e enfrentar as mudanças climáticas (UN, 2015). A chave para o desenvolvimento sustentável é alcançar um equilíbrio entre a exploração de recursos naturais para o desenvolvimento socioeconômico, conservando os serviços ecossistêmicos que são críticos para o bem-estar e a subsistência de todos (FALKENMARK et al., 2007).

O panorama exposto até aqui retrata o problema de pesquisa da tese, que abrange a problemática ambiental dos dejetos da produção intensiva de animais e como a interação com o ambiente pode causar mudanças nos serviços ecossistêmicos, e portanto, para uma compreensão mais sistêmica destes problemas ambientais buscou-se integrar abordagens e referenciais metodológicos capazes de mostrar toda diversidade de relações e inter-relações de causa e efeito dos dejetos nos sistemas ambientais. Além disso, houve a preocupação com a validação do potencial heurístico da combinação das abordagens e referenciais utilizados no âmbito de uma realidade empírica.

Para tanto, o modelo conceitual, ou estrutura conceitual desenvolvida nesta tese visa organizar e classificar os indicadores utilizados para o monitoramento e avaliação dos processos ambientais e socioeconômicos que permeiam a questão dos dejetos da produção intensiva de animais. Para eleger a base do marco metodológico na construção da estrutura conceitual, foram consideradas as abordagens com enfoque analítico e com possibilidade de aplicação empírica. Portanto, a escolha da abordagem DPSIR como base para o desenvolvimento da estrutura conceitual revela-se adequada para os propósitos desta tese, pois, além de ser

de outro, quando se abre mão de um bem ou serviço para se obter outro. Nos serviços ecossistêmicos, *trade-offs* surgem de escolhas que podem mudar o tipo e a magnitude dos serviços produzidos pelos ecossistemas, ocorrem quando a prestação de um serviço ambiental é reduzida em consequência do aumento de outro (RODRÍGUEZ et al., 2006).

largamente utilizado na avaliação de problemas ambientais, permite uma descrição estruturada com análise de cadeias causais e admite uma perspectiva integrada e abrangente do problema e a sua combinação com outros referenciais, como rede causal e serviços ecossistêmicos.

Por isso o quadro DPSIR foi escolhido como base pela sua capacidade comprovada no contexto de descrever as ligações entre pressões humanas e as questões ambientais e sua utilidade em tarefas multidisciplinares, com integração da abordagem de rede causal e de serviços ecossistêmicos, resultando numa estrutura conceitual para análise ambiental da produção de dejetos de sistemas intensivos de produção animal.

A estrutura conceitual desenvolvida na tese pode ser adequada no contexto de desenvolvimento sustentável como ferramenta para analisar e relatar complexas interligações e interações entre a sociedade e o meio ambiente. Uma abordagem de gestão integrada como a estrutura conceitual de análise ambiental pode orientar os formuladores de políticas e tomadores de decisão em suas análises.

A contribuição desta tese é principalmente o desenvolvimento de uma estrutura capaz de capturar de forma mais eficaz toda a gama de causas e efeitos e suas inter-relações que normalmente envolvem um grande número de indicadores, e que além disso, mostra como as mudanças ambientais causadas pela produção de dejetos podem afetar os serviços ecossistêmicos, e como a sociedade e a esfera governamental podem responder para mantê-los.

1.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo geral da pesquisa é desenvolver uma estrutura conceitual para análise ambiental da geração de dejetos da produção intensiva de animais.

1.1.1 Objetivos específicos

- 1) Desenvolver a metodologia para a construção da estrutura conceitual a partir da estrutura DPSIR, integrando redes causais e serviços ecossistêmicos para análise ambiental dos dejetos da produção intensiva de animais.
- 2) Descrever a metodologia da estrutura conceitual proposta com aplicação em exemplo genérico na produção de suínos.
- 3) Analisar a produção de biogás oriundo de dejetos animais como resposta dentro dos serviços ecossistêmicos.

- 4) Aplicar a estrutura conceitual em estudo de caso, contendo análise dos serviços ecossistêmicos afetados pela produção intensiva de suínos.

1.2 PLANO DA OBRA

Na introdução referente ao primeiro capítulo, é apresentada a delimitação do tema de pesquisa com a problemática e a justificativa, os objetivos e uma breve síntese do referencial teórico.

O segundo capítulo engloba o referencial teórico, com a revisão bibliográfica com o propósito de abordar e construir um marco teórico consistente para o desenvolvimento da tese. São abordados os dejetos da produção intensiva de animais, com um recorte para os dejetos da suinocultura, o quadro de cadeia causal DPSIR e sua estrutura analítica, os serviços ecossistêmicos e sua classificação baseada no CICES (Common International Classification of Ecosystem Services), a conexão dos serviços ecossistêmicos com o DPSIR, as redes causais e os nós fundamentais, os indicadores da estrutura DPSIR e dos serviços ecossistêmicos.

No terceiro capítulo estão os procedimentos metodológicos, destacando que o primeiro objetivo específico desta tese é o desenvolvimento da metodologia da estrutura conceitual com integração do DPSIR, serviços ecossistêmicos e rede causal, e da caracterização do estudo de caso em uma microbacia para aplicação da metodologia desenvolvida.

O quarto capítulo aborda a construção e desenvolvimento da estrutura conceitual de análise ambiental, com percepções e abordagens principalmente sobre DPSIR que é a base da estrutura, rede causal e serviços ecossistêmicos; e apresenta a descrição da estrutura conceitual com um exemplo genérico de aplicação; considerações acerca das respostas na estrutura proposta e a abordagem do biogás nos serviços ecossistêmicos como uma possível resposta para a problemática ambiental dos dejetos da produção intensiva de animais.

O capítulo quatro é destinado para os resultados da aplicação da estrutura conceitual num estudo de caso na microbacia hidrográfica do Lajeado Clarimundo, em Concórdia-SC, nas propriedades produtoras de suínos.

Por fim, no sexto capítulo estão as conclusões, onde são destacadas as principais questões discutidas na tese.

CAPÍTULO 2 - REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 DEJETOS DA PRODUÇÃO INTENSIVA DE ANIMAIS

Com a demanda crescente pela produção de alimentos, a produção agropecuária vem acentuando sua participação nos impactos causados ao ambiente, com aumento da escala de produção de animais em pequenas superfícies, com produção de um excedente de dejetos, o que representa uma considerável ameaça e um aumento na pressão sobre estas áreas.

Numa propriedade com produção intensiva de animais ou numa bacia hidrográfica, a avaliação dos impactos ambientais causados pela atividade é fundamental (PALHARES, 2007). O referencial legal para impacto ambiental é definido na Resolução do Conama Nº 001 (BRASIL, 1986):

Impacto ambiental é qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam:

- I. A saúde, a segurança e o bem-estar da população.
- II. As atividades sociais e econômicas.
- III. A biota.
- IV. As condições estéticas e sanitárias do meio ambiente.
- V. A qualidade dos recursos ambientais.

Os dejetos se não forem devidamente geridos, podem ser transportados sobre a superfície de solos agrícolas para corpos de água próximos; lixiviação de lagoas de armazenamento de dejetos e percolação através do solo onde os dejetos são aplicados podem contaminar os recursos das águas subterrâneas (COPELAND, 2010). De acordo com EPA (2002), a liberação de resíduos de confinamentos de animais para águas superficiais, águas subterrâneas, solo e ar é associado a uma ampla gama de impactos ecológicos e de saúde humana e contribui para a degradação das águas superficiais.

A relação entre a produção pecuária e as emissões de gases de efeito estufa (GEE) é amplamente reconhecida. Como apontado por Steeg e Tibbo (2012), agricultura contribui entre 59% e 63% das emissões globais de GEE sem dióxido de carbono (CO₂), incluindo 84% das emissões globais de óxido nitroso (N₂O) e 54% emissões globais de metano (CH₄). Para Gerber et al. (2007) a pecuária emite GEE em vários níveis da cadeia alimentar:

- a) ração e pastagens, com emissões principalmente de N₂O e NH₃;
- b) produção animal, principalmente emissões de CH₄ da fermentação entérica;
- c) dejetos com emissões de CH₄, NH₃ e N₂O em menor grau;

d) transporte e outros combustíveis fósseis, principalmente emissões de CO₂ e N₂O.

Nos sistemas baseados em ruminantes, a fermentação entérica e as emissões dos dejetos representam a maior parte das emissões, enquanto que o manejo dos dejetos e a produção de alimentos para animais representam a maior parte das emissões associadas aos monogástricos, como os suínos (MATHIAS, 2014).

A alta densidade de animais é sempre acompanhada pela produção de um excedente de dejetos, representando uma ameaça de poluição considerável para o meio ambiente nestas áreas. Os bovinos são os maiores contribuintes para a produção global de dejetos (60%), enquanto os suínos e as aves representam 9% e 10%, respectivamente (HERRERO et al., 2009).

O volume de dejetos de animais é um desafio ambiental devido à sua enorme quantidade e alto risco de poluição da água e do ar (FERNANDEZ-LOPEZ et al., 2016; OUDART et al., 2015). A emissão de amônia, gases de efeito estufa e odores é uma preocupação no descarte dos dejetos (LOYON, 2017) e além disso, são uma fonte de agentes patogênicos e nitratos (NO₃⁻) que podem afetar as águas superficiais e subterrâneas (MILLNER et al., 2014).

Segundo Jackson (1998) as questões ambientais podem ser divididas em três categorias:

- a) problemas relacionados com a acumulação de nutrientes no solo;
- b) eutrofização das águas superficiais e subterrâneas;
- c) poluição do ar causada pelo odor, poeira e pela emissão de amônia e metano.

Os dejetos contêm uma quantidade considerável de nutrientes como nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K), resíduos de medicamentos, metais pesados e patógenos. Se os dejetos entrarem em contato com a água ou se acumularem no solo, pode representar sérias ameaças (GERBER; MENZI, 2006). O solo, o ar e a água têm capacidade limitada para lidar com os dejetos, sendo necessário monitorar a aplicação desses efluentes devido ao risco de acidificação e eutrofização causada pelo excesso de nitrogênio e fósforo (PORTEJOIE; MARTINEZ; GUIZIOU, 2003). Os excedentes nutricionais estimulam a eutrofização e podem representar um perigo para a saúde. Segundo De Wit et al. (1997) por ano uma vaca leiteira produtiva excreta 129,6 kg de N (79% do total ingerido) e 16,7 kg de P (73 %). A concentração de N é mais alta em dejetos de suínos 76,2 g kg⁻¹ de matéria seca, frangos de corte 40 g kg⁻¹ de matéria seca, bovinos de leite 39,6 g kg⁻¹ de matéria seca e bovinos de corte 32,5 g kg⁻¹ de matéria seca (SHARPLEY et al., 1997; MILLER, 2001). Quanto ao P o conteúdo em dejetos de suínos é de 17,6 g kg⁻¹ de matéria seca, em frangos de corte 16,9 g kg⁻¹ de matéria seca, bovinos de corte 9,6 g kg⁻¹ de matéria seca e gado leiteiro 6,7 g kg⁻¹ de matéria seca (SHARPLEY et al., 1997; MILLER, 2001). Nas áreas de produção intensiva, esses números resultam em excedentes de

nutrientes que podem sobrecarregar as capacidades de absorção dos ecossistemas locais e degradar a superfície e qualidade das águas subterrâneas (HOODA et al., 2000).

Da produção agropecuária, o N₂O, CH₄ e o CO₂ são os mais importantes contribuintes para o aquecimento global (OLESEN et al., 2006; OECD, 2003b), dependendo da forma como são produzidos (sólido, líquido) e gerenciados (coleta, armazenamento, disposição). As emissões de CH₄ a partir de dejetos são influenciadas por uma série de fatores que afetam o crescimento das bactérias responsáveis pela formação do CH₄, incluindo temperatura ambiente, umidade e tempo de armazenamento. A quantidade de CH₄ produzido também depende do teor de energia no dejetos, que é determinado pela dieta dos animais (USDA, 2004). De acordo com a Environmental Protection Agency (EPA), o CH₄ é 23 vezes mais potente que o CO₂ e é o segundo contribuinte mais importante para o efeito estufa (STEINFELD et al., 2006). Considerando que, em operações intensivas, dejetos é a principal fonte de GEE (FAO, 2009), a tabela 1 mostra as emissões de GEE de bovinos, suínos e aves ao longo da cadeia de produção.

Tabela 1 - Emissões de gases de efeito estufa ao longo da cadeia alimentar animal e contribuição relativa estimada das principais espécies

	Emissões estimadas ¹		Contribuição estimada por espécie ²		
	(gigatoneladas)	% total de emissões	Bovinos	Suínos	Aves
Uso do solo	2.50	36	□ □ □	□	□
Produção ração ³	0.40	7	□	□ □	□ □
Produção animal ⁴	1.90	25	□ □ □ □	□	□
Gerenciamento dejetos	2.20	31	□ □	□ □ □	ns
Processamento e transporte	0.03	1	□	□	□ □ □

Fonte: Adaptado de Steinfeld et al. (2006) e FAO (2009).

Legenda:

¹ Quantidade estimada de emissões expressa em CO₂ equivalente.

² □ = menor □ □ □ □ = maior.

³ Exclui as mudanças nos estoques de carbono do solo e da planta.

⁴ Inclui metano entérico, máquinas e edifícios.

ns= não significativo.

O impacto na mudança climática ocorre em grande parte através da sua produção de GEE, mas as emissões do setor pecuário podem ser reduzidas por mudanças na gestão da alimentação animal, na gestão dos dejetos e gestão de produção alimentar, tais como (FAO, 2009):

- a) melhor gerenciamento de alimentação: a composição da alimentação tem algum efeito sobre a fermentação entérica e emissão de metano (DOURMAD; RIGOLOT; VAN

- DER WERF, 2008). Uma maior proporção de concentrado na dieta resulta em uma redução em emissão de metano (LOVETT et al., 2005). Dejetos com alto teor de N emitem maiores níveis de CH₄ do que dejetos com menor teor de N; assim, aumentando a relação C/N na alimentação poderá reduzir as emissões (STEINFELD et al., 2006);
- b) redução do metano produzido durante a digestão: produção de metano no sistema digestivo do animal (especialmente ruminantes) podem ser reduzidos pelo uso de aditivos alimentares, antibióticos ou vacinas (UNFCCC, 2008);
 - c) melhor conversão alimentar: reduzindo a quantidade de alimentação necessária por unidade de produção (carne, leite, etc.) tem potencial tanto para reduzir a produção de GEE e para aumentar os lucros agrícolas;
 - d) melhor gerenciamento de resíduos: a maioria das emissões de metano dos dejetos derivam do armazenamento em condições anaeróbias. As opções de mitigação envolvem a captura de metano por armazenamento com cobertura das instalações (coletores de biogás).

2.1.1 Dejetos da suinocultura

A produção de suínos está se tornando mais intensiva, mais especializada e muitas vezes associada a pequenas áreas de terra. A produção está se tornando mais concentrada regionalmente e tecnologias e técnicas de gestão foram desenvolvidas para reduzir os impactos ambientais da produção. Alguns destes são economicamente benéficos para os produtores, enquanto outros exigem investimentos financeiros significativos ou aumentam os custos variáveis.

A produção intensiva de suínos pode ser considerada a atividade que mais impacta os recursos hídricos entre as atividades agropecuárias (KATO; KURODA; NAKASONE, 2009). Para De Hann et al. (1997) a pressão de poluição varia conforme:

- a) o tipo da granja (se é unidade de produção de leitões, de ciclo completo ou de terminação e se existem outras atividades, como criação de aves, gado de leite, gado de corte);
- b) a escala do empreendimento (pequena, média ou grande e a tecnologia empregada);
- c) o manejo utilizado para tratamento e disposição dos dejetos;
- d) o número de granjas similares ou comparáveis que geram dejetos, inclusive de outras atividades ou setores, num determinado ecossistema.

Dados das projeções do agronegócio para a suinocultura do Brasil ilustram o aumento na geração de serviços de provisão, com estimativas de taxas de crescimento da produção no

período 2016/17 a 2026/27 de 2,5% ao ano, no consumo uma taxa anual de 2,4% e de exportação projeta-se uma elevada taxa de crescimento para estes anos, de 3,5% ao ano (MAPA, 2017). Nas exportações de carne suína o Brasil atualmente está classificado em quarto lugar, sendo os principais mercados Rússia e Hong Kong (MAPA, 2017).

Tabela 2 - Projeção para a suinocultura brasileira

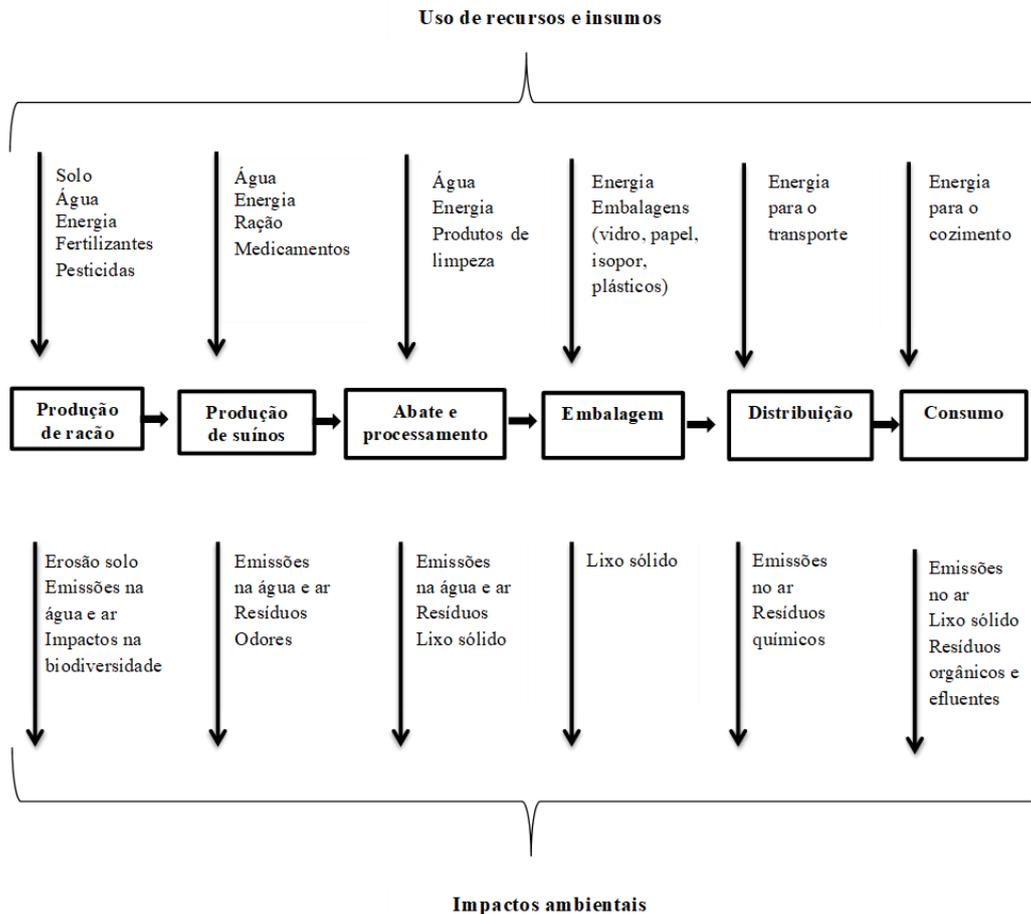
Carne suína	Projeção de produção (mil toneladas)	Projeção de consumo (mil toneladas)	Projeção de exportação (mil toneladas)
2017	3.815	2.917	900
2027	4.905	3.761	1.277
Variação %	28,6	28,9	41,8

Fonte: MAPA (2017).

Considerando toda a cadeia agroalimentar da suinocultura, que se estende desde a produção até o consumo final, pode-se ilustrar a gama e diversidade de entradas e saídas de recursos ambientais resultantes das ações da produção, processamento, comercialização e consumo final ao longo da cadeia produtiva, conforme figura 1.

Em cada fase da produção de suínos é consumida energia e poluentes são emitidos; por exemplo, desde a produção de cereais para alimentação dos animais, com os fertilizantes que são aplicados e a energia que é utilizada para produzi-los (OECD, 2003b). Além disso, diferentes poluentes, como NH₃ e N₂O, são emitidos quando os cereais para alimentação são cultivados ou quando os dejetos são excretados; o transporte utilizado na cadeia produtiva de suínos emite CO₂ e outras substâncias; ao todo, são muitos os poluentes que são emitidos até a carne chegar ao consumidor final e que contribuem para as alterações climáticas, a eutrofização e outros impactos indesejados no ambiente (OECD, 2003b).

Figura 1 - Uso de recursos, insumos e impactos ambientais na cadeia de produção de suínos



Fonte: Adaptada de OECD (2003b).

Os dejetos de suínos normalmente são utilizados como fertilizante orgânico no solo, sendo considerado para cálculo o N para satisfazer a demanda das plantas, mas devido à fertilização excessiva de terras agrícolas, muito mais N e P são aplicados no solo do que são removidos pelas culturas (CARPENTER, 1998). Como a razão N:P no dejetos líquido de suínos é menor do que a exigida, as doses de P aplicadas são de duas a cinco vezes maiores do que as necessidades das culturas, o que leva ao acúmulo de P nas camadas superficiais do solo (GUARDINI et al., 2012). Assim, com a aplicação continuada de dejetos de suínos a uma taxa que excede a exigida pelas plantas, aumentam os riscos de perda de P durante as chuvas (CAPOANE et al., 2015). Em função da alta adsorção ao solo, o P entra em corpos d'água superficiais adsorvidos às partículas de solo erodidas, sendo a erosão a principal fonte de perda de P, que é transportado no escoamento superficial em formas solúveis ou particuladas (MCDOWELL et al., 2003).

Perdas substanciais de N podem levar à liberação de N na água como NO_3^- e contaminação das águas superficiais; isso, por sua vez, leva ao alto crescimento das algas, a eutrofização e, portanto, prejudicam os ecossistemas aquáticos (DE HANN et al. 1997; OECD, 2003a). Nutrientes em águas superficiais e subterrâneas também pode prejudicar a qualidade da água potável e aumentar os custos de purificação e, em concentrações elevadas levar a problemas de saúde humana (OECD, 2003a). O P em excesso no ambiente pode provocar diversos impactos negativos, principalmente como um contaminante da água (PRIOR et al., 2009).

O nitrogênio sob condições aeróbias, pode evaporar na forma de NH_3 com efeitos tóxicos, eutróficos e acidificantes nos ecossistemas (WILSON; SKEFFINGTON, 1994; AARNINK, 1997). Amônia é abundante nos dejetos de suínos, e é liberada no ar nos galpões de criação, no armazenamento e na aplicação dos dejetos (SOMMER; HUTCHINGS, 2001; AARNINK, 1997). Os suínos são potencialmente uma fonte significativa de poluição de NH_3 , embora as estimativas de taxas de emissão possam variar de acordo com o tipo de animal, as condições dos galpões, o clima, e outros fatores (OECD, 2003a). De acordo com Bos e de Wit (1996) 20, 50 e 44% do N excretado por suínos, frangos de corte e galinhas poedeiras, respectivamente, são perdidos na atmosfera como NH_3 , que corresponde a níveis reduzidos de N disponíveis para a nutrição das culturas a partir dos dejetos.

A aplicação de dejetos sobre o solo favorece a volatilização de NH_3 , que representa um dos principais processos de perda de N para atmosfera (SMITH et al., 2009). Para Bouwman, Boumans e Batjes (2002) 23% das emissões globais de NH_3 são oriundas do uso de dejetos animais como fertilizante. Jackson, Keeney e Gilbert (2000) e Thompson e Meisinger (2002) apontam em seus estudos que de 70 a 75% do N total aplicado com os dejetos suínos é perdido por volatilização.

Durante o armazenamento e no galpão de criação o N orgânico dos dejetos e urina começam a mineralizar rapidamente; na urina mais de 70% do N está presente como ureia (IPCC, 1997). O N_2O é formado como parte do processo de desnitrificação com efeitos particularmente nocivos sobre o ambiente; os nitratos são lixiviados para as águas subterrâneas e o escoamento e a lixiviação do nitrogênio levam diretamente a eutrofização e a grande diversidade de perdas de águas superficiais e ecossistemas conectados (DE HANN et al. 1997).

Considerando as emissões de N_2O , a quantidade liberada durante o armazenamento e o tratamento depende do sistema, do tempo de estocagem e da temperatura, e geralmente apenas uma porção muito pequena do nitrogênio total excretado é convertido em N_2O durante o manuseio e armazenamento dos dejetos, pois a composição de resíduos determina sua potencial

taxa de mineralização, enquanto a magnitude real das emissões depende das condições ambientais (STEINFELD et al., 2006). As emissões no solo de N_2O dependem de uma variedade de fatores, particularmente o espaço de poros do solo preenchidos com água, disponibilidade de carbono orgânico, pH, temperatura do solo, taxa de captação das plantas e características das precipitações pluviais (MOSIER et al., 2004).

Além de nutrientes, efluentes orgânicos geralmente contêm uma elevada proporção de sólidos, que podem ser transportados diretamente nos cursos de água a partir de dejetos de suínos ou do armazenamento. Poluição orgânica da água provoca um rápido crescimento nos microrganismos resultando em uma alta demanda bioquímica de oxigênio (DBO), e, como resultado reduz o oxigênio disponível para suportar a vida aquática (OECD, 2003a). Outra fonte de poluição são os patógenos nos dejetos (como bactérias, parasitas e medicamentos) que também podem contaminar pela descarga no ambiente (OECD, 2003a).

O odor é emitido das instalações de criação dos animais, armazenamento dos dejetos e durante a aplicação dos dejetos no solo. É produzido principalmente pela conversão microbiana de componentes da ração no intestino grosso dos suínos e após a excreção pela conversão microbiana sob condições anaeróbias no dejetos (JONGBLOED, 2008). Os odores são um prejuízo e incômodo para aqueles que vivem perto de unidades de produção de suínos.

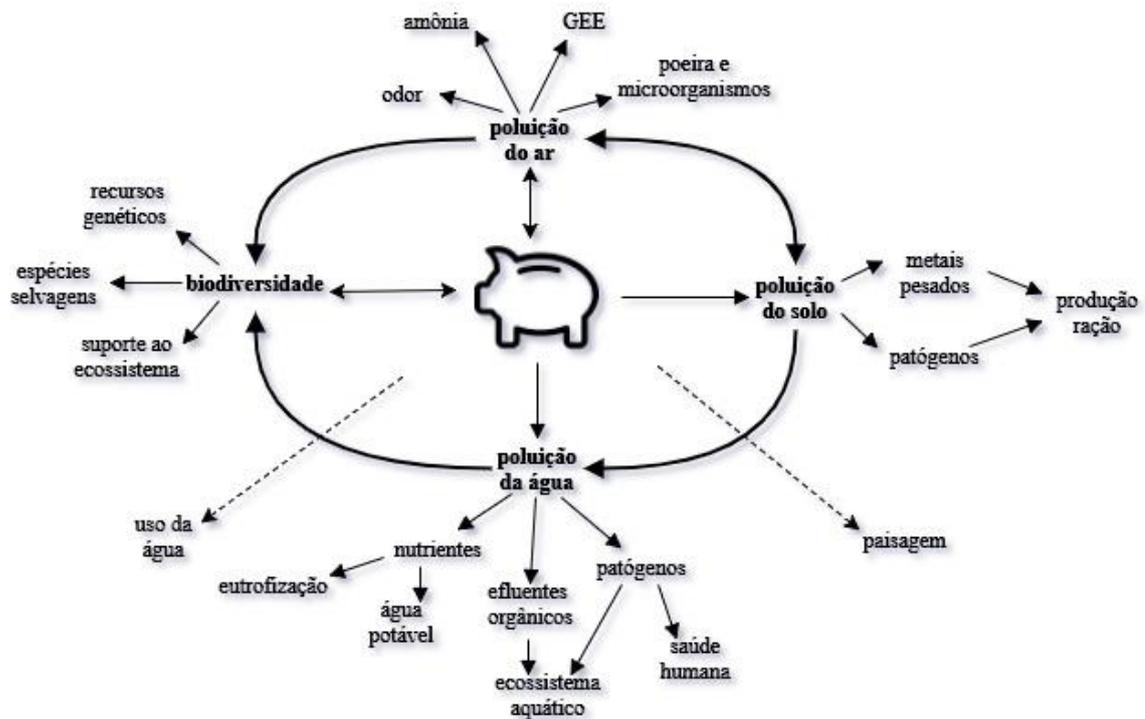
A distância ou a escala em que os impactos de produção de suínos no ambiente ocorrem variam muito, desde o nível local, regional à escala global. Por exemplo, as emissões de odor provenientes da produção de suínos são uma perturbação a nível local, enquanto os GEE produzidos são uma preocupação em escala maior, relacionado com as alterações climáticas.

Alguns metais pesados, como o cobre (Cu) e o zinco (Zn) são nutrientes essenciais para o crescimento animal, especialmente para bovinos, suínos e aves, no entanto, tais elementos estão frequentemente presentes na alimentação animal em concentrações muito superiores às necessárias para a saúde animal, juntamente com outros metais pesados, como cromo (Cr) chumbo (Pb), arsênio (As) e cádmio (Cd) (LI et al., 2005). Nos solos em que os dejetos são aplicados pode ocorrer acúmulo de metais pesados que prejudicam as funções do solo contaminando culturas, levando a possíveis impactos na saúde humana (DE HAAN; STEINFELD; BLACKBURN, 1997).

As ligações diretas entre a produção de suínos e o ambiente cobre uma ampla gama de questões, conforme pode ser visto na figura 2. Os riscos ambientais decorrem principalmente pelo volume dos dejetos e pelo descarte inadequado, levando a um acúmulo residual no meio ambiente nas áreas de produção intensiva, com potencial para degradar a qualidade da água, do

solo e do ar (PELINI; MORRIS, 2001), embora precise ser considerada a biodiversidade e a mudança da paisagem.

Figura 2 - Ligação entre a produção de suínos e o ambiente



Fonte: Adaptada de OECD (2003a).

A demanda por proteína leva a produção intensiva de animais, que é responsável por uma parcela da pressão ambiental (GILLAND, 2002; STEINFELD et al., 2006; FAO, 2009). A produção de carne do ponto de vista ambiental pode não ser atraente devido à conversão ineficiente de proteínas na alimentação em proteínas animal, pelos resíduos gerados e quantidade de água usada. Para a produção de proteína animal, em média, são necessários 6 kg de proteína vegetal para produzir 1 kg de proteína animal (PIMENTEL; PIMENTEL, 2003; SMIL, 2000). Consequentemente, a produção de carne é responsável por uma pressão ambiental com a utilização de recursos (como área de terra, biodiversidade, água doce), bem como poluição (eutrofização, pesticidas, mudanças climáticas).

Excesso de taxas de aplicação de dejetos, escoamento e lixiviação de locais de aplicação, e vazamento e transbordamento de locais de armazenamento de dejetos representam grandes preocupações ambientais. Muitas vezes, as criações intensivas de animais estão localizadas em locais com pouca área disponível para aplicação, e outros métodos de eliminação devem ser

usados, pois o manejo inadequado dos dejetos pode resultar em poluição (HATFIELD; BRUMM; MELVIN, 1998).

O sistema de lagoas, ou esterqueiras é um sistema de armazenamento com o propósito de armazenar o dejetos, que consiste em colocar os dejetos em depósitos adequados durante um determinado tempo, com o objetivo de fermentar a biomassa e reduzir os patógenos dos mesmos, entretanto, por não ser um sistema de tratamento não pode ser lançado em rios e a sua utilização como fertilizante requer cuidados especiais (PERDOMO, 1999). De acordo com Gosmann (1997), a esterqueira é uma forma adequada para armazenamento, não podendo ser considerada um sistema de tratamento de dejetos, mas que apresenta certa eficiência na redução/degradação da matéria orgânica, associada à sua liquefação, preservando o potencial de fertilização deste produto. A decomposição anaeróbia de material orgânico como os dejetos libera metano, que ocorre principalmente quando é gerenciado na forma líquida, como em lagoas ou esterqueiras, típicos sistemas utilizados no Brasil. Nas esterqueiras os dejetos são submetidos ao processo fermentativo, para posterior aplicação como fertilizante orgânico ao solo, sendo esta a forma mais usual na suinocultura brasileira (KUNZ, et al., 2004).

2.2 DPSIR

As avaliações ambientais tornaram-se uma ferramenta importante no planejamento e avaliação relacionados a sustentabilidade, através de relatórios de avaliação baseados no uso de indicadores (EEA, 2001; EPA, 2003; OECD, 2001). A maioria desses relatórios depende explícita ou implicitamente de estruturas baseadas na causalidade, tais como PSR e DPSIR.

Com objetivo de formular relatórios ambientais e estruturas para a descrição de problemas ambientais mediante a formalização das relações entre vários setores das atividades humanas e do ambiente, como as relações de causalidade; como um meio de estruturar e organizar indicadores de uma maneira que seja significativa para os tomadores de decisão, a European Environmental Agency (EEA) desenvolveu o modelo conceitual para aplicação de indicadores DPSIR considerado uma versão mais sofisticada do modelo de PSR da OECD (GIUPPONI, 2002). DPSIR foi adotado como um quadro conceitual pela EEA em 1995 (GABRIELSON; BOSCH, 2003).

Do ponto de vista ambiental, DPSIR é considerado um quadro para a integração quantitativa e qualitativa das interações ecossistêmicas e socioeconômicas (TURNER et al., 2000; MARQUES et al., 2009), e tem sido tradicionalmente utilizado na concepção e implementação da legislação ambiental na Europa (NIEMEIJER; DE GROOT, 2008b). DPSIR

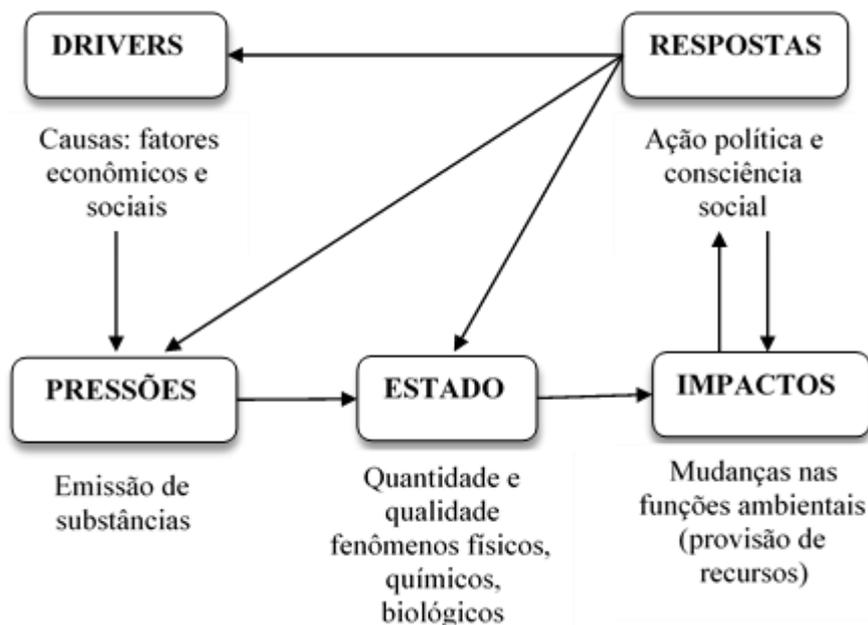
consegue ordenar as estruturas complicadas do sistema humano-ambiental, que possuem uma complexidade elevada de elementos, conexões e relações de causa e efeito (MÜLLER; BURKHARD, 2012).

O quadro DPSIR representa um quadro conceitual para a descrição dos problemas ambientais e suas relações com o domínio socioeconômico. De acordo com a sua terminologia, desenvolvimento social e econômico (D) exercem pressões (P) sobre o ambiente através de emissões e uso dos recursos, e, como consequência, afetam o estado (S) do ambiente (estado físico, químico e biológico). Isto leva a impactos (I) sobre os ecossistemas, a saúde humana e da sociedade, o que pode provocar uma resposta social (R) (priorização, fixação de metas, indicadores) que se retroalimenta sobre D, P, S ou até diretamente em I, através de mitigação, adaptação ou ações curativas (SMEETS; WETERINGS, 1999; GABRIELSEN; BOSCH, 2003; KRISTENSEN, 2004). Assim, conforme descrito por Smeets e Weterings (1999), DPSIR é útil para descrever as relações entre as origens e consequências dos problemas ambientais. A estrutura simplificada do DPSIR pode ser vista na figura 3.

O quadro DPSIR busca, além das interações do ambiente com o desenvolvimento social e econômico, estruturar as informações necessárias, pois o estado do ambiente não pode ser compreendido sem que as pressões a que é submetido sejam entendidas (OLIVEIRA; LIMA; VIEIRA, 2005).

Gabrielson e Bosch (2003) argumentam que a existência das inter-relações mostram que o quadro DPSIR, embora muitas vezes apresentado como uma cadeia linear ou um círculo, de fato se assemelha a uma teia complexa de vários fatores que interagem, alguns dos quais podem representar dinâmica altamente não-lineares. Em muitos casos, a mudança no estado do ambiente ou impacto tem várias causas, algumas das quais podem ser imediatas e de origem local, outros podem estar exercendo a sua influência em uma escala regional ou mesmo global. Os serviços do ecossistema são fornecidos em várias escalas espaciais e temporais, o que tem um forte impacto sobre o valor que as diferentes partes interessadas atribuem aos serviços; e além disso, fornece informações sobre as escalas institucionais adequadas para a tomada de decisões sobre o gerenciamento de ecossistemas (HEIN et al. 2006).

Figura 3 - Estrutura do quadro de análise DPSIR



Fonte: Adaptada de Kristisien (2004) e Gabrielson e Bosch (2003).

Reduções nas pressões muitas vezes resultam de uma mistura de respostas políticas e mudanças em vários drivers (GABRIELSEN; BOSCH, 2003). Na construção do quadro DPSIR, uma série de indicadores sociais, físicos, biológicos e químicos podem ser analisados para definir e avaliar as metas e dar uma imagem clara do progresso ou falta de progresso em uma série de áreas políticas (SMEETS; WETERINGS, 1999). Apesar dos drivers serem as causas subjacentes da mudança, uma pressão é o estímulo real que altera o estado do sistema e, conseqüentemente, induz a impactos. A gestão das respostas deve ir além da regulação direta de atividades isoladas ou de pressões relacionadas para abranger alternativas mais amplas de gestão; e para respostas mais ousadas, ter a melhor compreensão do que determina os drivers é pelo menos tão importante quanto a descrição dos próprios drivers (MARTÍN-ORTEGA et al., 2015).

A base teórica e conceitual que fundamenta a lógica do modelo DPSIR é a teoria dos sistemas, que apresenta a análise das inter-relações e da dinâmica dos fluxos de matéria e energia entre as partes de um todo. Esta teoria foi fundamentada por Ludwig Von Bertalanffy, que constituiu que cada sistema é composto por subsistemas ou componentes integrados num macrossistema; cada sistema transforma inputs em outputs, numa relação dinâmica com o ambiente (VON BERTALANFFY, 2015).

O conceito DPSIR é considerado útil para tratar e analisar os problemas ambientais e para encontrar reações e soluções adequadas (OMANN; STOCKER; JEAGER, 2009), é estruturado de uma forma integrada, correspondendo a laços de *feedbacks* que interagem entre si através de ligações causais, e são os indicadores que alimentam as etapas, pois são estes que demonstram a atual situação do meio.

Lundberg (2005) aborda que a estrutura DPSIR é um exemplo da integração dos conhecimentos de várias disciplinas, e é uma forma de explicar relações de causa-efeito entre o ambiente e fatores socioeconômicos. Por permitir avaliações multidimensionais e integrais, houve um aumento na pesquisa sobre o desenvolvimento sustentável⁹ com uso de DPSIR (PINTÉR; HARDI; BARTELMUS, 2005).

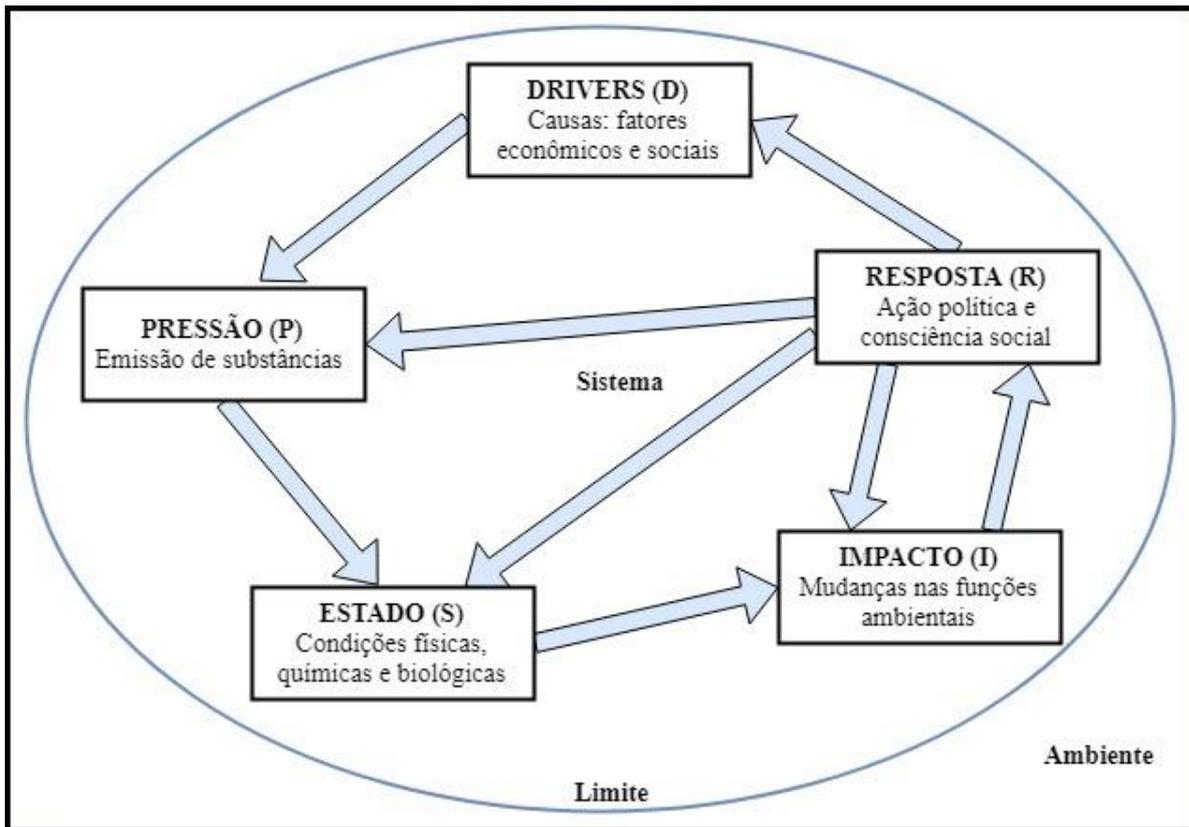
2.2.1 Estrutura analítica do DPSIR

A figura 4 apresenta os componentes que integram a estrutura DPSIR e suas inter-relações como um sistema no ambiente, pois é fundamental a definição do limite do sistema que descreve, cuja demarcação depende da questão particular de interesse e sua conceitualização (SVARSTAD et al., 2008). A aplicação da estrutura DPSIR deve observar os recursos essenciais do sistema que descreve, bem como a sua complexidade e variedade. Isso exige clareza e uma perspectiva crítica sobre como estamos definindo o limite do sistema que está sendo modelado, pois isso tem implicações para o que está sendo incluído na avaliação e o que não é. As respostas a um conjunto de drivers e pressões podem afetar outros, e em essência, os elementos individuais da abordagem DPSIR devem ser considerados como tendo múltiplas interações.

⁹ O conceito de desenvolvimento sustentável foi introduzido pelo Relatório Brundtland no final dos anos 80 (WCED, 1987). Este relatório procura chegar a um consenso geral sobre a percepção do conceito, definindo o desenvolvimento sustentável como economicamente viável, ambientalmente saudável e socialmente aceitável, que satisfaça as necessidades do presente sem comprometer a capacidade das gerações futuras de satisfazerem as suas próprias necessidades (WCED, 1987). Mas a adoção generalizada do conceito de desenvolvimento sustentável tornou-se mais popular após a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento, também conhecida como Eco-92 (WOODHOUSE; HOWLETT; RIGBY, 2000). No entanto, o conceito é cada vez mais proeminente nos debates atuais sobre política agropecuária (DILLON; HENNESSY; HYNES, 2010), embora a aplicação deste conceito tenha enfrentado uma multiplicidade de definições. Segundo BOCKSTALLER et al., (2009) é necessário que a aplicação do conceito de desenvolvimento sustentável na agropecuária levante interesse tanto para a sustentabilidade do próprio sistema como para sua contribuição para o desenvolvimento sustentável. Segundo Palhares (2007) o desenvolvimento sustentável é constituído em três pilares, que além do ambiental, engloba o social e o econômico, e segundo o autor, a avaliação deve ser realizada nesses três níveis, para assegurar a eficiência do processo de gestão ambiental, que deve ter uma visão sistêmica. A visão sistêmica também deve fazer parte de todo o processo, com envolvimento de todos os atores envolvidos na produção animal (PALHARES, 2007).

Na estrutura DPSIR, conforme figura 4, observa-se que os indicadores possuem relações causais com os demais, o que permite estabelecer uma rede de relações entre esses e entre as fontes de origem e o resultado da manifestação de determinados fenômenos.

Figura 4 - Estrutura de análise DPSIR como um sistema no ambiente



Fonte: Modificada a partir de Kristisien (2004) e Atkins et al. (2011).

2.2.1.1 Drivers (D)

Alguns autores distinguem dois níveis de drivers, drivers principais são forças tecnológicas e sociais que motivam as atividades humanas, como uma necessidade, como por exemplo, de abrigo, comida e água, enquanto exemplos de drivers secundários são a necessidade de mobilidade, entretenimento e cultura. Os drivers principais induzem desenvolvimentos dos drivers secundários, que através das mudanças na produção e consumo exercem pressão sobre o meio, tais como mudanças no uso da terra, expansão urbana, indústria e agricultura; assim, num contexto macroeconômico, produção ou processos de consumo são estruturados de acordo com os setores econômicos (por exemplo, agricultura, energia, indústria,

transportes) (GABRIELSEN; BOSCH, 2003; MYSIAK; GIUPPONI; ROSATO, 2005; KRISTENSEN, 2004).

Para a EEA, drivers são considerados para descrever "os desenvolvimentos sociais, demográficos e econômicos nas sociedades e as alterações correspondentes nos estilos de vida, os níveis globais de padrões de consumo e de produção" (GABRIELSEN; BOSCH, 2003, p. 8). Em muitos estudos, é empregado para descrever fatores econômicos que geram pressões, como a indústria, a agricultura e o transporte.

Entretanto, segundo Maxim, Spangenberg e O'Connor (2009) um problema ambiental pode surgir a partir das relações entre diferentes partes, a partir da ineficiência de arranjos institucionais na aplicação de um regulamento, da desigualdade social ou da inadequação de políticas para um determinado contexto social. Além disso, estes autores salientam que a descrição de uma questão ambiental que ignora o emprego, receptividade social para o ambiente ou a distribuição relativa dos impactos entre grupos sociais e agentes econômicos podem levar a um enquadramento de respostas que desconsidera tais aspectos. Maxim, Spangenberg e O'Connor (2009) também observaram que a maioria das publicações apenas considera fatores antropogênicos como drivers, e como resultado, o DPSIR frequentemente ignora drivers não-humanos de mudanças ambientais (SVARSTAD et al., 2008; POTSCHIN, 2009).

Os drivers podem ser exógenos ou endógenos a um sistema, dependendo da escala do sistema em consideração. Svarstad et al. (2008) identificam duas escalas que delimitam o sistema do DPSIR: a escala definida pelos drivers (isto é, macro escala) e a escala em que os impactos ocorrem (ou seja, meso escala). Se esses limites coincidirem, o driver é endógeno; mas na maioria dos casos, drivers ou respostas que atuam em uma escala determinam impactos em uma escala diferente e assim, esses drivers são externos, ou exógenos (SVARSTAD et al., 2008).

2.2.1.2 Pressão (P)

Os drivers exercem pressões sobre o ambiente, como resultado de processos de produção ou de consumo, que podem ser divididos em três tipos principais: (a) o uso excessivo dos recursos ambientais, (b) mudanças no uso da terra, e (c) emissões para a atmosfera, água e solo (KRISTENSEN, 2004). Na interpretação padrão, as pressões são principalmente uma consequência das ações induzidas pelo homem (BURKHARD; MÜLLER, 2008).

Para Gabrielsen e Bosch (2003), pressões são fatores antrópicos indutores de alterações ambientais (impactos), sendo geralmente alterações indesejáveis. Segundo a EEA, as pressões

são "desenvolvimentos na liberação de substâncias (emissões), agentes físicos e biológicos, a utilização de recursos e o uso da terra pelas atividades humanas" (GABRIELSEN; BOSCH, 2003, p. 8). Entretanto, a definição dada pela EEA para pressões não especifica as condições em que fatores antrópicos tornaram-se estressores do ambiente (GABRIELSEN; BOSCH, 2003). Para declarar que um fator antropogênico é uma pressão e na finalidade de associá-lo com um impacto percebido no contexto do sistema socioeconômico, existe a necessidade de evidências causais da relação entre os dois (ROGERS, 2003). No entanto, às vezes é difícil trazer a evidência conclusiva de uma relação de causa-efeito tal como é necessária para a aplicação da lógica DPSIR (EEA, 2005a). Dada a complexidade e da dinâmica não linear dos processos ambientais envolvidos, e a variabilidade temporal e espacial que caracterizam a interação com os parâmetros físico-químicos (clima, solo), o limiar acima do qual a natureza não pode mais lidar com as consequências da atividade humana (a chamada capacidade de carga) são, na verdade, pouco conhecidas e vagas (MURADIAN, 2001; EEA, 2005a).

Assim, pressões podem ser definidas de um modo muito genérico (SMEETS; WETERINGS, 1999; MORTENSEN et al., 2005) ou, pelo contrário, muito estreita, de acordo com o objetivo de um estudo específico (MOURELATOU; SMITH, 2002). Ponderando que alguns autores consideram qualquer influência humana no ambiente como negativo e, portanto, como pressão, alguns estudos desenham uma linha e consideram apenas mudanças além desse limite como "negativo o suficiente" para contar como pressões (MAXIM; SPANGENBERG; O'CONNOR, 2009). Uma outra variante é definir pressões pelo seu impacto, ou seja, apenas mudança com um impacto negativo são consideradas pressões (MAXIM; SPANGENBERG; O'CONNOR, 2009).

2.2.1.3 Estado (S)

Para a EEA, estado é a quantidade e a qualidade dos fenômenos físicos, biológicos e químicos em uma determinada área. Devido à pressão exercida sobre o ambiente, o estado do ambiente muda; essa mudança, em seguida, tem impactos sobre as funções do ambiente, como a saúde humana e dos ecossistemas, a disponibilidade de recursos, e a biodiversidade (GABRIELSEN; BOSCH, 2003). Portanto, o estado do ambiente é a combinação das condições biológicas, físicas e químicas (KRISTENSEN, 2004), ou seja, é a alteração das condições do meio ambiente. O estado do ambiente não pode ser compreendido sem que as pressões a que é submetido sejam entendidas (OLIVEIRA; LIMA; VIEIRA, 2005).

Os indicadores de estado descrevem uma ampla gama de recursos, a partir de características físico-químicas dos ecossistemas, a quantidade e a qualidade dos recursos ou capacidade de carga, para a gestão de espécies frágeis e os ecossistemas, as condições para os seres humanos, a exposição ou os efeitos de pressões sobre os seres humanos, ou mesmo questões socioeconômicas maiores (OCDE, 2003a; EEA, 2005b).

2.2.1.4 Impacto (I)

Os impactos podem ser identificados e quantificados sem qualquer conotação positiva ou negativa, sinalizando simplesmente uma mudança nos parâmetros do ambiente, antes da intervenção de um novo fator (MAXIM; SPANGENBERG; O'CONNOR, 2009). De acordo com o EEA, os impactos são consequências de alterações no estado do ambiente para as funções ambientais (GABRIELSEN; BOSCH, 2003; EEA, 2005a); mesmo se os efeitos das atividades humanas sobre o estado do ambiente estão relacionados e ocorrem em uma sequência, será, o impacto, no entanto apenas o último passo desta sequência (GABRIELSEN; BOSCH, 2003). Portanto, as mudanças no estado do ambiente podem ter impacto ambiental ou econômico sobre o funcionamento dos ecossistemas, as suas capacidades de suporte de vida e, finalmente, sobre a saúde humana e sobre o desempenho econômico e social da sociedade (KRISTENSEN, 2004).

Contudo existe a dificuldade de definir e quantificar os impactos, que derivam em parte da complexidade das medidas necessárias de mudanças nos ecossistemas e o conhecimento incompleto sobre eles (EEA, 2005a). Os indicadores de impacto são importantes para a gestão e tomada de decisão, porque eles vão descrever diretamente as consequências ambientais e sociais das ações humanas.

2.2.1.5 Respostas (R)

Estes indicadores referem-se a respostas por grupos e indivíduo da sociedade, bem como as tentativas do governo para prevenir, compensar, melhorar ou adaptar-se a mudanças no estado do ambiente; algumas respostas sociais podem ser consideradas como drivers negativos, redirecionando tendências prevaletentes nos padrões de consumo e produção (MAXIM; SPANGENBERG; O'CONNOR, 2009; SMEETS; WETERINGS, 1999). Pode-se dizer que as respostas destinam a aumentar a eficiência dos produtos e processos, através do estímulo ao desenvolvimento e inclusão de tecnologias limpas (GABRIELSEN; BOSCH, 2003).

As respostas estão interligadas com a tomada de decisão. Dependendo do padrão de decisão e da escala considerada, dois grupos de respostas podem ser identificados: uma associa respostas exclusivamente para a ação política; e outra identifica respostas de diferentes níveis da sociedade, representada tanto por grupos e por indivíduos, por parte do governo, setor privado ou do setor não governamental (MAXIM; SPANGENBERG; O'CONNOR, 2009; GABRIELSEN; BOSCH, 2003). Algumas respostas sociais podem reorientar as tendências predominantes nos padrões de consumo e produção, outras visam elevar a eficiência de produtos e processos, estimulando o desenvolvimento e a penetração de tecnologias limpas (GABRIELSON; BOSCH, 2003), como por exemplo a tecnologia da produção de biogás.

Impactos no bem-estar humano provocam respostas sociais sob a forma de ações humanas tomadas para intervir no processo. Essas intervenções podem abordar o driver, a pressão, ou o impacto em si. Assim, as respostas podem procurar controlar os drivers ou pressões (prevenção, mitigação), para manter ou restaurar o estado do ambiente, para ajudar a acomodar os impactos (adaptação) ou mesmo não fazer nada como estratégia (SMEETS; WETERINGS, 1999; GABRIELSEN; BOSCH, 2003).

2.3 SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

Os ecossistemas são unidades funcionais complexas, abrangendo não apenas os componentes bióticos e abióticos do meio ambiente (isto é, o ambiente biofísico), mas também a sua ecologia (como os organismos vivos interagem uns com os outros e com o ambiente circundante); e devido a essa complexidade, não é fácil explicar o papel da biodiversidade ou os impactos de seu declínio sobre os serviços dos ecossistemas em geral (TEEB, 2010, JØRGENSEN; NIELSEN, 2013).

Na literatura são encontradas várias definições para serviços ecossistêmicos, como esta que coloca que são os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas (COSTANZA et al., 1997; MA, 2003, 2005), e como tal, refletem valores sociais, objetivos, desejos e benefícios (MA, 2005; TEEB, 2010) e contribuem para o bem-estar humano (KELBLE et al., 2013). Para Haines-Young e Potschin (2013), serviços ecossistêmicos são as contribuições dos ecossistemas (naturais ou modificados) que afetam diretamente ou indiretamente o bem-estar humano. Boyd e Banzhaf (2007) colocam que não são os benefícios, mas componentes da natureza diretamente aproveitados, consumidos ou usufruídos para o bem-estar humano.

Para melhor entendimento, a distinção entre os fenômenos ecológicos (funções), a contribuição para o bem-estar humano (serviços) e os ganhos de bem-estar que geram

(benefícios) é necessária. A definição de benefícios, bens, serviços, funções e estruturas/processos, são úteis para entender as transformações que ligam os seres humanos ao ambiente, mas os limites precisos entre eles podem ser difíceis de definir, a menos que sejam referenciados a situações específicas (POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2011).

As funções do ecossistema são “processos naturais que garantem a sobrevivência das espécies no planeta e têm a capacidade de prover bens e serviços que satisfazem as necessidades humanas” (DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002, p. 394). Ainda para estes autores, processos naturais são o resultado de interações complexas entre componentes bióticos (organismos vivos) e abióticos (químicos e físicos) dos ecossistemas através dos drivers universais da matéria e da energia. Ou seja, função do ecossistema, ou "potencial" é o subconjunto das propriedades do ecossistema que indica em que medida um serviço ecossistêmico pode ser fornecido (BASTIAN; HAASE; GRUNEWALD, 2012). A função do ecossistema é definida por TEEB (2010) como um subconjunto das interações entre estrutura do ecossistema e processos que sustentam a capacidade de um ecossistema para fornecer bens e serviços. As funções do ecossistema são consideradas intermediárias entre os processos ecossistêmicos e os serviços (DE GROOT, 1992).

Para gerar um serviço ecossistêmico, é necessário o envolvimento humano; nós precisamos perceber a utilidade potencial de uma determinada função do ecossistema para o nosso bem-estar (NASSL; LÖFFLER, 2015). Spangenberg, von Haaren e Settele (2014, p. 25) chamam essa etapa de "atribuição de valor de uso". A atribuição de valor de uso transforma as funções do ecossistema em potenciais de serviço do ecossistema. Para gerar o serviço ecossistêmico atualmente disponível, é necessária uma intervenção humana, que devem mobilizar potenciais de serviços ecossistêmicos, em muitos casos através do investimento de mão-de-obra, recursos, conhecimento e tempo (SPANGENBERG; VON HAAREN; SETTELE, 2014). A capacidade de entregar um serviço existe independentemente de alguém querer ou precisar desse serviço, sendo que a capacidade só se torna um serviço quando se identifica algum beneficiário.

Assim, a prestação de serviços ecossistêmicos é o resultado do envolvimento humano que é resultado de múltiplos processos de decisão e negociação da sociedade. Em consequência, a entrega de um serviço ecossistêmico é muitas vezes um *trade-off* em detrimento de outro (NASSL; LÖFFLER, 2015).

Se considerado como o fim de uma cadeia que conecta as estruturas e os processos do ecossistema ao bem-estar humano, os benefícios devem proporcionar ganhos diretos para os humanos. Por exemplo, a madeira sozinha não é um benefício, mas torna-se um sob a forma de

abrigo quando usado para construir uma casa. A distinção entre serviços e benefícios identifica o que muda o bem-estar humano. Haines-Young e Potschin (2013) argumentam que a distinção entre bens e serviço é necessária porque precisamos levar em conta o fato de que um único produto do ecossistema ou serviço final pode ser usado para criar uma variedade de bens diferentes, e os benefícios que resultam desses bens também podem variar de um lugar para outro e podem, por sua vez, depender da combinação de vários tipos de bens ecossistêmicos.

A necessidade de separar bens provenientes dos benefícios decorre porque os bens podem dar origem a diferentes tipos de benefícios em diferentes contextos espaciais e temporais (POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2011). MA (2005) considera bens e serviços como sinônimo; Bateman et al. (2011) argumentam que é importante distingui-los e que bens e benefícios são as coisas que podem ser valoradas; ou seja, são produzidas a partir do serviço final que afetam o bem-estar.

É imprescindível a identificação de um beneficiário para poder dizer claramente o que é ou não é um serviço. É essa propriedade que levou Banzhaf e Boyd (2005, p. 12) a sugerir que as tipologias de serviços são difíceis de construir; eles afirmam que a identificação do que é um serviço ecossistêmico depende do contexto porque eles são "contingentes" em "atividades ou desejos humanos específicos". Banzhaf e Boyd (2005) também colocam que serviços e benefícios são bem distintos. Como observam Fisher et al. (2008), um benefício é algo que afeta diretamente o bem-estar das pessoas; e em contradição com a definição dada pelo MA (2005), um serviço não é um benefício, mas algo que muda o nível de bem-estar.

O bem-estar humano é o que decorre do acesso adequado aos materiais básicos para uma boa vida, necessária para manter a liberdade de escolha e ação, saúde, boas relações sociais e segurança, sendo que o estado de bem-estar depende da produção agregada de bens e benefícios do ecossistema, cuja provisão pode mudar o status de bem-estar (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2013). Bem-estar é usado como uma medida da qualidade de vida em muitos contextos e é normalmente dividido em componentes relacionados à economia, ambiente, as necessidades humanas básicas como o acesso ao alimento em quantidade e qualidade, liberdade de escolha, saúde, boas relações sociais, identidade cultural e segurança e para o bem-estar subjetivo das pessoas (MA, 2005, SUMMERS et al., 2012).

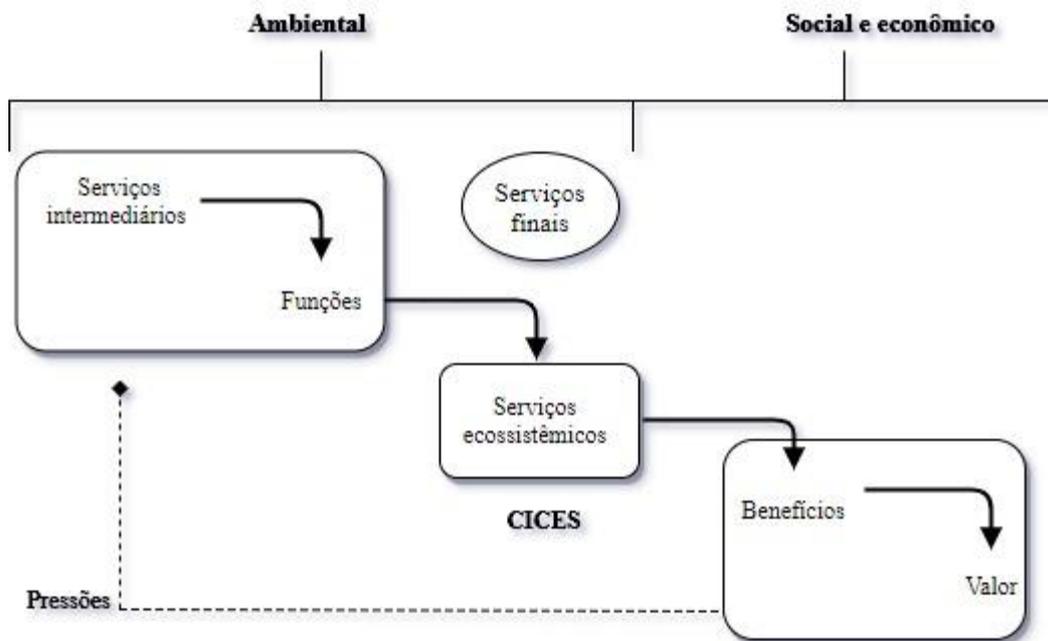
No entendimento do CICES os serviços ecossistêmicos são finais porque são as contribuições que os ecossistemas fazem para o bem-estar humano, e são finais na medida em que são os resultados dos ecossistemas (naturais, seminaturais ou altamente modificados) que afetam o bem-estar das pessoas, em virtude dos benefícios que geram, e mantêm uma conexão com as funções, processos e estruturas subjacentes do ecossistema que os geram (HAINES-

YOUNG; POTSCHIN, 2013; HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2018). Os serviços finais são uma característica definidora de um serviço ecossistêmico. No contexto do CICES, a classificação é de serviços e não dos benefícios (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2013).

Uma característica fundamental é que os serviços ecossistêmicos mantem uma conexão com as funções, processos e estruturas subjacentes do ecossistema que os gerou; e os bens e benefícios dos ecossistemas são coisas que as pessoas criam ou derivam de serviços ecossistêmicos finais, podendo ser referidos como produtos (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2013). A construção das funções do ecossistema são as interações entre estrutura e processos (TURKELBOOM et al., 2013), onde a estrutura do ecossistema é a arquitetura biofísica de um ecossistema (MA, 2005). O processo do ecossistema é definido como qualquer mudança ou reação que ocorre dentro dos ecossistemas (MA, 2005), que podem ser físicos (como infiltração de água, movimento de sedimentos), químicos (como redução, oxidação) ou biológicos (como fotossíntese, desnitrificação) (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2010a).

A figura 5 apresenta um esquema em cascata que representa a lógica que está subjacente ao paradigma do serviço do ecossistema. A cascata faz uma distinção entre estruturas ecológicas e processos criados ou gerados por organismos vivos e os benefícios que as pessoas derivam (POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2016), entretanto, no mundo real os links não são tão simples e lineares quanto isso. O modelo em cascata, originalmente apresentado por Haines-Young e Potschin (2010a) é útil para avaliar a provisão de serviços ecossistêmicos de forma estruturada, ligando propriedades de ecossistema a funções e serviços. O objetivo da estrutura em cascata é mostrar o caminho dos serviços ecossistêmicos, desde estruturas e processos até o bem-estar humano, conforme pode ser visto na figura 5.

Figura 5 - Cascata dos serviços ecossistêmicos



Fonte: Modificada a partir de Potschin e Haines-Young (2016).

A ideia em relação a cascata é entender os mecanismos que ligam sistemas ecológicos ao bem-estar humano, e destacar os elementos essenciais que devem ser considerados em qualquer análise completa de um serviço ecossistêmico e os tipos de relacionamentos que existem entre eles (POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2011). O ecossistema é representado pelas estruturas e processos do lado esquerdo da cascata na figura 5 (serviços intermediários), pois em termos do modelo em cascata, estas são consideradas as características ou comportamentos do subconjunto que um ecossistema possui que determina ou sustenta a sua capacidade de prestar um serviço ecossistêmico (serviços intermediários) (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2018).

Os serviços ecossistêmicos estão no centro do modelo em cascata, que procura mostrar como os elementos biofísicos do sistema socioecológico estão ligados aos aspectos socioeconômicos; os serviços ecossistêmicos estão na interface entre pessoas e o ambiente (HAINES-YOUNG; POTSCHIN-YOUNG; CZÚCZ, 2016).

Na cascata, o conceito de função é usado para destacar as características do sistema vivo que se unem para fazer algum serviço (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2018), os serviços ecossistêmicos são derivados das funções do ecossistema (DE GROOT et al., 2010b), ou seja, as funções do ecossistema dão origem a serviços ecossistêmicos através da utilização humana,

o que, por sua vez, gera benefícios (HAINES-YOUNG; POTSCHIN 2010a). Um exemplo que é dado por Haines-Young e Potschin (2018) no caso da madeira utilizada para construção: a madeira tem atributos que a tornam viável como material de construção, que incluem aspectos como a dureza, força e durabilidade da fibra da madeira. Esses atributos dependerão, por sua vez, das propriedades estruturais subjacentes da floresta, que incluem a composição da árvore, o tipo de solo, o estado de nutrientes e os processos de crescimento que moldaram o suporte que está sendo usado para a madeira. O volume de madeira pronto a ser cortado é o serviço ecossistêmico na classificação do CICES.

Os serviços dão origem a bens e benefícios. Na cascata os conceitos de bens e benefícios são considerados iguais; são retirados do ecossistema e são as coisas que têm valor para as pessoas (HAINES-YOUNG; POTSCHIN-YOUNG; CZÚCZ, 2016). Às vezes, os bens são vistos representando coisas mais tangíveis, como a madeira processada que pode ter um valor monetário; em algumas situações, os resultados do ecossistema podem ser menos tangíveis e, neste caso, são frequentemente descritos simplesmente como benefícios (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2018).

Através da cascata, prevê-se que os serviços contribuam para o bem-estar humano através dos benefícios que eles apoiam; os serviços são, portanto, os vários estoques e fluxos do ecossistema que contribuem diretamente para algum tipo de benefício; a diferença entre um serviço e um benefício no modelo em cascata é que os benefícios são as coisas que mudam o bem-estar e as pessoas atribuem valor; sendo, portanto, sinônimo de bens e produtos (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2018). O modelo em cascata sugere que é com base em mudanças nos valores dos benefícios que as pessoas fazem julgamentos sobre os tipos de intervenção que se pode fazer para proteger ou aumentar a oferta de serviços ecossistêmicos; que é indicado pela seta de feedback na base do diagrama (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2018).

Na figura 5 da cascata, os benefícios estão separados do valor, porque os benefícios são vistos como ganhos no bem-estar gerado pelos ecossistemas, pois diferentes grupos podem valorizar esses ganhos de maneiras diferentes em momentos diferentes e em diferentes lugares (FISHER; TURNER; MORLING, 2009).

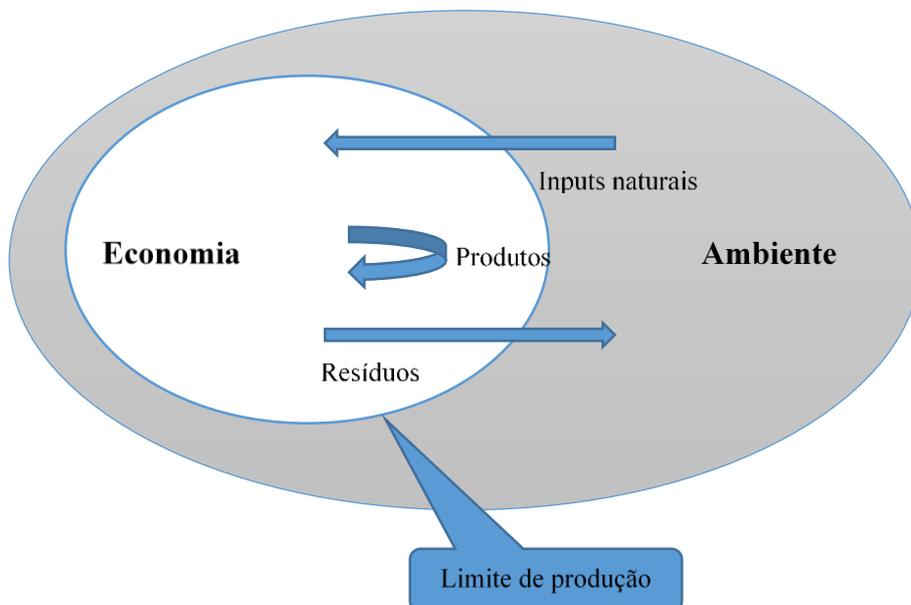
As pessoas se beneficiam dos serviços dos ecossistemas (bens e serviços), que são, entre outros, nutrição, acesso a ar e água limpos, saúde, segurança e lazer (MAES et al., 2016) e dos serviços resultantes do funcionamento dos ecossistemas, e por isso mudanças no ecossistema podem ter efeitos diretos ou indiretos sobre os benefícios e a qualidade de vida das populações (BURKHARD et al., 2012b). Portanto, os bens e serviços do ecossistema sustentam o bem-

estar humano, mas os ecossistemas vêm sofrendo degradações variáveis a muito tempo, e isto por sua vez, produz efeitos negativos.

A agricultura, setor fundamental da economia, é considerada como um importante motor de vários serviços do ecossistema, como redução de carbono no solo, degradação da qualidade da água, diminuição da retenção de nutrientes e outros serviços (BJÖRKLUND; LIMBURG, RYDBERG, 1999). A procura por serviços do ecossistema, como alimento e água potável estão aumentando, e atividades humanas diminuem a capacidade de muitos ecossistemas de responder a esta procura, por isso a necessidade de melhoria na gestão do meio ambiente.

A figura 6 mostra uma abordagem geral sobre os serviços ecossistêmicos, expressando como o ambiente relaciona os sistemas socioeconômicos e como os fluxos (serviços ecossistêmicos) ocorrem entre eles. Como os serviços ecossistêmicos finais são o que as pessoas usam e valorizam diretamente, podem representar insumos para a economia (na forma de serviços de provisão), ou serviços para a economia, como a assimilação e processamento de resíduos (que incluem alguns dos serviços de regulação) (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2013).

Figura 6 - Fluxos e insumos naturais, produtos e resíduos



Fonte: Adaptada de Haines-Young e Potschin (2013).

Conforme pode ser visto na figura 6, o limite de produção representa a interface entre a economia e o ambiente (todos os componentes vivos e não vivos que compõem o ambiente biofísico, incluindo todos os tipos de recursos biológicos naturais, como madeira e recursos aquáticos, recursos minerais e energéticos, recursos do solo e recursos hídricos), onde na economia são realizadas atividades sob o controle e responsabilidade de "unidades econômicas", que utilizam mão-de-obra, bens e serviços para produzir produtos. Além do fluxo de insumos do ambiente para a economia, identifica-se um contra fluxo através do limite de produção, os resíduos, que incluem resíduos sólidos, emissões atmosféricas e os fluxos de retorno da água para o ambiente (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2013).

Pode-se avaliar os serviços ecossistêmicos na perspectiva da sua oferta e demanda, conforme apresentado por Gómez et al. (2016a); a oferta de serviços ecossistêmicos, ou seja, o potencial ou a capacidade do ecossistema para fornecer serviços, utilizados ou não; e a demanda, os serviços que as pessoas procuram dos ecossistemas, independentemente de serem efetivamente prestados ou não. A oferta influencia a perspectiva do lado da demanda em termos de como o ecossistema beneficia a sociedade, mas também é influenciada pelo lado da demanda por meio de drivers, pressões e mudanças resultantes no estado do ecossistema. Assim, pode-se analisar as consequências prejudiciais sobre o meio ambiente resultantes da satisfação da provisão da demanda de serviços ecossistêmicos (GÓMEZ et al., 2016a).

Portanto, uma avaliação do lado da oferta baseada na capacidade do ecossistema considera como o estado do ecossistema está afetando a geração dos serviços realmente usados e o potencial para fornecer mais e melhores serviços para as gerações presentes e futuras (BURKHARD et al., 2012a). Embora a capacidade do ecossistema para fornecer serviços esteja fortemente ligada ao estado do ecossistema, a demanda e o uso real dos serviços podem ser dissociados do estado do ecossistema, por serem resultado dos processos sociais (O'HIGGINS et al., 2010).

2.3.1 A valoração dos serviços dos ecossistemas

A distinção entre produtos, serviços intermediários e finais é importante de acordo com Boyd e Banzhaf (2007) e Fisher, Turner e Morling (2009), pois ajuda a evitar o problema da contagem dupla quando se realiza a avaliação dos serviços ecossistêmicos. A estimativa dos serviços ecossistêmicos, segundo estes autores, só deve ser aplicada a coisas diretamente consumidas ou usadas por um beneficiário, e o valor das estruturas e processos ecológicos que contribuem já está envolvido nesta estimativa; ou seja, as mesmas estruturas e funções também

podem suportar muitos serviços e, devem ser contados apenas uma vez, sendo que isto se aplica principalmente na valoração econômica.

O uso de um bem ou serviço fornece benefícios (nutrição, saúde, prazer, etc), que por sua vez pode ser avaliado em termos econômicos e monetários. A importância em valor dos ecossistemas e dos seus serviços pode ser expressa de diferentes maneiras, mas basicamente, existem três tipos de valores: o ecológico, o sociocultural e o econômico (MA, 2003). O valor ecológico engloba o estado de saúde de um sistema, medido com indicadores ecológicos como diversidade e integridade, enquanto os valores socioculturais incluem a importância que as pessoas atribuem, por exemplo, à identidade cultural e ao grau em que isso está relacionado aos serviços ecossistêmicos (DE GROOT et al., 2010a).

A literatura econômica reconhece dois grandes tipos de valores econômicos: valores de uso e valor de não-uso. Os valores de uso englobam valores de uso direto de consumo, como o valor da madeira, peixes ou outros recursos que os ecossistemas fornecem, e além de valores de uso diretos relacionados à recreação e apreciação estética; os valores de uso indireto referem-se aos serviços prestados pelos recursos ambientais, como a purificação do ar e da água, a prevenção da erosão e a polinização das culturas (TURNER et al., 2003). Valor de não-uso é a importância atribuída a um aspecto do ambiente, além de, ou independentemente de seus valores de uso, podendo ser entendido como o valor atribuído à sua simples existência (TURNER et al., 2003).

A soma total dos valores de uso e não-uso associados a um recurso ou a um aspecto do ambiente é chamado de Valor Econômico Total (TEV); e se o interesse for somente em valores econômicos, a unidade de medição será geralmente em dinheiro, sendo que a avaliação monetária captura apenas parte do verdadeiro valor ou valor total (que também deve incluir os valores ecológicos e socioculturais) de um ecossistema ou serviço (DE GROOT et al., 2010b).

Existem formas de traduzir os valores econômicos e alguns valores socioculturais dos serviços ecossistêmicos em valores monetários. Os preços de mercado existem para muitos serviços ecossistêmicos, especialmente os serviços de provisão, como madeira; os valores de outros serviços também são frequentemente expressos no mercado, mas de forma indireta, que podem ser medidos através, por exemplo, de métodos de custo de danos evitados (para serviços de regulação) e de preços hedônicos e métodos de custo de viagem para alguns serviços culturais, como paisagens esteticamente agradáveis (DE GROOT et al., 2010a).

2.3.2 Classificação dos serviços ecossistêmicos

A estrutura de definição dos serviços ecossistêmicos adotada nesta tese é a desenvolvida pelo CICES e organizada dentro dos três principais grupos de serviços: regulação e manutenção, provisão e serviços culturais. O CICES descreve-os usando uma estrutura hierárquica de cinco níveis: seção, divisão, grupo, classe e tipo de classe. Os 3 níveis mais elevados das seções se relacionam para obter as contribuições para o bem-estar humano: a provisão de necessidades materiais e energéticas; regulação e manutenção do meio ambiente para humanos; e as características não-materiais dos ecossistemas que afetam estados físicos e mentais das pessoas (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2018).

2.3.2.1 *Serviços de provisão*

Os serviços de provisão abrangem todos os materiais nutricionais, não nutricionais e saídas energéticas dos sistemas vivos, bem como saídas abióticas (incluindo água). Os serviços de provisão incluem todos os produtos tangíveis dos ecossistemas que os seres humanos fazem uso, que podem ser comercializados e consumidos ou utilizados diretamente (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2010b). Serviços de provisão podem ser considerados fáceis de quantificar por meio de indicadores, provavelmente pelo fato de a maioria dos indicadores para bens produzidos como colheitas, pecuária e madeira estarem bem documentados por um longo período de tempo (DALE; POLASKY, 2007).

2.3.2.2 *Serviços de regulação e manutenção*

Estes serviços incluem todas as maneiras pelas quais os organismos vivos podem mediar ou moderar o ambiente que afeta a saúde humana, segurança ou conforto, juntamente com equivalentes abióticos. Estes são os benefícios menos tangíveis, as pessoas adquirem dos ecossistemas quando os fatores abióticos e bióticos são controlados e/ou modificados (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2010a; DALE; POLASKY, 2007). Diferente dos serviços de provisão, a avaliação dos serviços de regulação ocorre pela análise da capacidade de os ecossistemas regularem os serviços (ANDRADE, 2010).

Os serviços de regulação cobrem a transformação de insumos bioquímicos ou físicos para os ecossistemas, sob a forma de resíduos, substâncias tóxicas e outras moléstias; a regulação das condições físicas, químicas e biológicas, que categoriza as várias maneiras pelas

quais os sistemas vivos podem mediar o meio físico, químico e biológico das pessoas de forma benéfica (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2018). Assim, estes serviços estão intimamente ligados a variáveis de estado do ecossistema e alguns deles estão fortemente ligados a indicadores específicos de integridade ecológica (BURKHARD et al., 2012a).

2.3.2.3 *Serviços culturais*

Os serviços culturais cobrem todas as saídas não-materiais e não consumíveis dos ecossistemas (bióticos e abióticos) que afetam os estados físicos e mentais das pessoas. Os serviços ecossistêmicos culturais referem-se aos benefícios intangíveis que as pessoas recebem dos ecossistemas na forma de experiências espirituais, religiosas, inspiradoras e educacionais não-materiais (KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013), e que segundo La Notte et al. (2017), são os serviços que derivam da informação. Os serviços culturais são considerados principalmente como as configurações ambientais, locais ou situações que dão origem a mudanças nos estados físicos ou mentais das pessoas, onde o caráter dessas configurações é fundamentalmente dependente de processos vivos; eles podem envolver espécies individuais, habitats e ecossistemas inteiros (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2018).

2.3.3 **Cices**

CICES é uma estrutura de classificação proposta pela EEA, apresentada de forma resumida no quadro 1. CICES tornou-se um importante marco de referência para a pesquisa de serviços ecossistêmicos (MAES et al., 2014), e não é uma classificação estática, mas é sustentado por um quadro conceitual da cascata dos serviços ecossistêmicos (POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2016; HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2010a). É uma forma de expandir o pensamento dos ecossistemas para incluir as pessoas, podendo ser descrito como um sistema socioecológico (HAINES-YOUNG; POTSCHIN-YOUNG; CZÚCZ, 2016).

Quadro 1 - Classificação dos serviços ecossistêmicos do CICES (V5.1)

Seção	Divisão	Grupo
Provisão	Biomassa	<ul style="list-style-type: none"> • Plantas terrestres cultivadas para nutrição, materiais ou energia • Plantas aquáticas cultivadas para nutrição, materiais ou energia • Criação de animais para a nutrição, materiais ou energia • Criação de animais aquáticos para a nutrição, materiais ou energia • Plantas selvagens (terrestres e aquáticas) para nutrição, materiais ou energia • Animais selvagens (terrestres e aquáticas) para nutrição, materiais ou energia
	Material genético de toda a biota (incluindo produção de sementes, esporos ou gametas)	<ul style="list-style-type: none"> • Material genético de plantas, algas ou fungos • Material genético de animais • Material genético de organismos
	Água (abiótico)	<ul style="list-style-type: none"> • Água de superfície utilizada para nutrição, materiais ou energia • Água subterrânea utilizada para nutrição, materiais ou energia
Regulação e manutenção	Transformação de insumos bioquímicos ou físicos nos ecossistemas	<ul style="list-style-type: none"> • Mediação de resíduos ou substâncias tóxicas de origem antropogênica por processos vivos • Mediação de incômodos de origem antropogênica
	Regulação das condições físicas, químicas e biológicas	<ul style="list-style-type: none"> • Regulação de fluxos de linha de base e eventos extremos • Manutenção do ciclo de vida, habitat e proteção de pool genético • Controle de pragas e doenças • Regulação da qualidade do solo • Condições da água • Composição e condições atmosféricas
Cultural	Interações diretas, in situ e ao ar livre com sistemas vivos que dependem da presença no ambiente	<ul style="list-style-type: none"> • Interações físicas e experienciais com o ambiente natural • Interações intelectuais e representativas com o meio ambiente natural
	Interações indiretas, remotas, muitas vezes internas, com sistemas vivos que não requerem presença no ambiente	<ul style="list-style-type: none"> • Interações espirituais, simbólicas e outras com ambiente natural • Outras características bióticas que têm um valor de não-uso

Fonte: Elaborado pela autora a partir da classificação do CICES V5.1.

Embora os serviços ecossistêmicos sejam fundamentalmente os resultados do ecossistema decorrentes de estruturas e processos vivos, existem os resultados abióticos que precisam ser considerados, como por exemplo a energia eólica, sal e neve, que são vistos como coisas úteis que a natureza pode fornecer (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2018). A água é colocada como uma saída do ecossistema biótico e abiótico, pois na medida em que a água não é produzida diretamente pelos sistemas vivos, é difícil ver a água como um serviço ecossistêmico semelhante àqueles baseados em biomassa (ou biodiversidade em geral) e nesta versão atualizada a água foi incluída nas saídas abióticas, porque os ciclos hidrológicos são principalmente impulsionados por processos geofísicos (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2018).

Neste contexto, os serviços ecossistêmicos finais são aqueles que contribuem diretamente para o bem-estar humano, através da identificação das funções do ecossistema que geram estes serviços. Os serviços de provisão são resultados relevantes, os serviços de regulação e manutenção são a mediação de aspectos do ambiente que nos afetam e os serviços culturais incluem benefícios não materiais e intelectuais.

2.4 SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS E DPSIR

A ligação entre a sociedade e os ecossistemas é analisada através da identificação de processos sociais, políticos e econômicos relevantes que podem resultar numa pressão (ou numa combinação destes), ou seja, os drivers que exercem pressões sobre os ecossistemas. A ênfase aqui é nos drivers humanos, porque estes drivers podem ser o foco das decisões de gestão, ou seja, podem ser alterados. Os drivers humanos das pressões são a procura efetiva de todos os tipos de bens e serviços fornecidos pela natureza ao sistema social, incluindo serviços ecossistêmicos (GÓMEZ et al., 2016a). Os bens e serviços básicos fornecidos pela natureza (tais como água, peixe, materiais de construção, navegação, eliminação da poluição, etc.) são meios essenciais para produzir uma infinidade de produtos e serviços finais (como água potável, serviços de recreação, ar puro, saúde, etc.) (GÓMEZ et al., 2016a). Esses produtos e serviços são a razão pela qual nos preocupamos com os ecossistemas que nos fornecem esses serviços e, portanto, do qual depende o bem-estar humano.

Os drivers produzem certas pressões que alteram o estado e induzem a impactos nos sistemas ambientais e humanos, o que pode, segundo Müller e Burkhard (2012), ser entendido como mudanças no fornecimento de bens e serviços do ecossistema e no sistema socioeconômico. E finalmente, as ações, em resposta, são realizadas pela sociedade e governos

para minimizar os impactos negativos impostos ao sistema humano-ambiental (MÜLLER; BURKHARD, 2012).

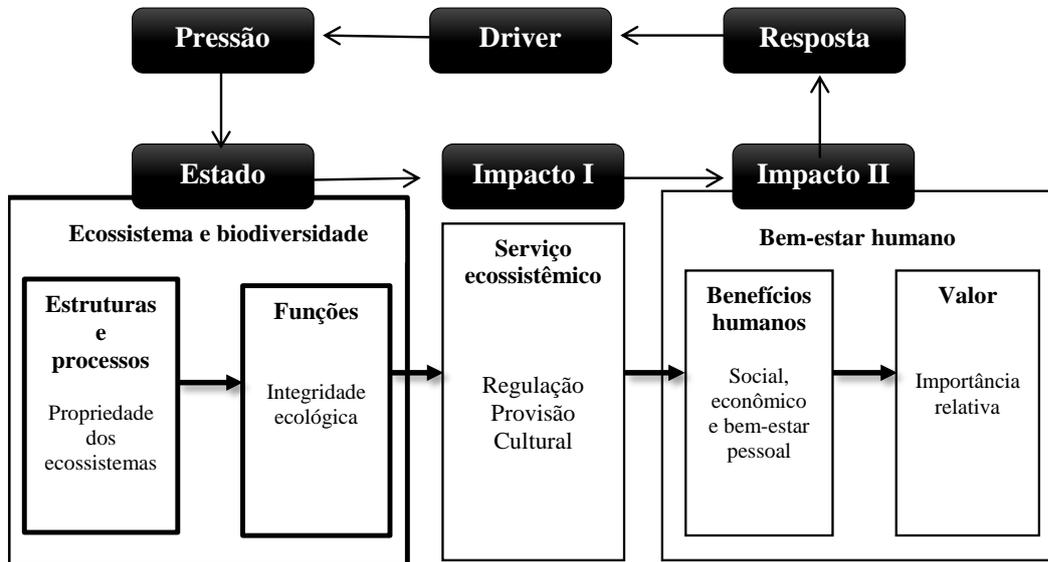
DPSIR é uma abordagem amplamente utilizada para identificar as ligações entre drivers, pressões e estado do ecossistema, bem como seus impactos e respostas relacionadas. Ele fornece uma estrutura para a investigação de como as pressões podem levar a mudanças no estado do ecossistema e impactos sobre o bem-estar humano. No entanto, o quadro DPSIR favorece as estratégias de mitigação de impactos mas pode deixar de iniciar respostas estruturais, como feedbacks ou impacto de múltiplos estressores (GÓMEZ et al., 2016b).

O valor intrínseco do DPSIR emerge da interação dos seus componentes, e como diferentes cadeias de causa e efeito estão incluídas no modelo, é adaptável a mudanças e desenvolvimentos. Carpenter et al. (2009) expressam que existe necessidade de pesquisas sobre dinâmicas, feedbacks e interações não-lineares entre o sistema social e ecológico, e no quadro DPSIR existe potencial para desenvolver interações mais complexas de processos não-lineares.

A estrutura DPSIR não inclui explicitamente os serviços ecossistêmicos ou os valores que os seres humanos colocam nos serviços do ecossistema (COLLINS et al., 2010). Os serviços dos ecossistemas podem ser incorporados de forma simples na estrutura DPSIR segundo Atkins et al. (2011); ao incluir os serviços ecossistêmicos, pode-se capturar uma maior diversidade de discursos que fornecem informações mais abrangentes aos tomadores de decisão.

A figura 7 mostra as ligações entre as descrições ambientais de impacto (serviços ecossistêmicos) e sistemas humanos (bem-estar humano), como parte da adaptação da estrutura DPSIR. Neste entendimento, podem-se organizar modificações dos serviços dos ecossistemas com as suas consequências para o bem-estar humano e respectiva avaliação. O componente impacto do quadro DPSIR inevitavelmente implica uma consequência ambiental negativa das atividades humanas (BOWEN; RILEY, 2003), podendo-se organizar as modificações do serviço do ecossistema com suas consequências para o bem-estar humano e a respectiva valoração. Mas o estudo da manutenção dos serviços ecossistêmicos com o quadro DPSIR pode ser complexo, com vários componentes diferentes e ligações distintas.

Figura 7 - Os serviços dos ecossistemas como parte do ciclo de gestão DPSIR adaptado para sistemas humano-ambientais



Fonte: Adaptada de Müller e Burkhard (2012).

As propriedades do ecossistema e as funções do ecossistema são equiparadas ao componente estado do DPSIR (MÜLLER; BURKHARD, 2012; KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013). Entretanto, Nassl e Löffler (2015) consideram os serviços ecossistêmicos potenciais como parte integrante do componente do estado do ecossistema. Quanto aos benefícios, valores e serviços, Kandziora, Burkhard e Müller (2013) propuseram atribuir benefícios e valores ao componente de impacto, deixando os serviços ecossistêmicos como um passo intermediário entre estado e impacto. Neste contexto, Nassl e Löffler (2015) afirmam que serviço ecossistêmico é um meio e não a causa do impacto e portanto, alocam serviços ecossistêmicos ao componente impacto no DPSIR.

Bem-estar humano e o desenvolvimento dependem fortemente da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos (UNEP, 2007). Uma vasta gama de materiais biológicos não só fornece os recursos que necessitamos de comida, roupas e abrigo, mas também contribui para outros elementos do bem-estar humano, como a saúde; esses recursos estão sendo perdidos devido a danos aos ecossistemas, como resultado das pressões.

Dinâmica populacional, fatores econômicos e sociais, são considerados os drivers de influência fundamental no serviço do ecossistema em escala global, e são distinguidos em diretos e indiretos: fatores indiretos derivam de demografia, economia, políticas sociais, cultura, religião, ciência e tecnologia; fatores diretos têm influências diretas sobre estado do ecossistema

e diretamente alteram o fornecimento de serviços ecossistêmicos (MA, 2005; NELSON, 2005). Este tipo de driver inclui, principalmente, mudanças no uso da terra, a exploração excessiva dos recursos naturais e emissões de diversos poluentes (NELSON, 2005). Exemplificando no caso da produção de animais, o driver direto poderia ser o aumento da concentração de animais em determinadas áreas, que provoca poluição da água, ar e solo, enquanto o driver indireto, fora do local de produção, seria a expansão e intensificação na produção de grãos para produção de ração, podendo causar poluição e degradação de áreas agrícolas.

A avaliação das condições do ecossistema é definida como a qualidade biológica, física, e química, e o estado do ecossistema é uma parte essencial da avaliação, porque ele determina a capacidade para produzir serviços (MAES et al., 2014; EEA, 2015). Drivers e pressões, como a intensificação da agricultura, a poluição da água ou as alterações climáticas, podem reduzir o estado do ecossistema e prejudicar a prestação de serviços ecossistêmicos (EEA, 2015). As pressões podem ter múltiplos efeitos e agir sobre estruturas, processos e funções, e diferentes serviços podem ser afetados de diferentes maneiras pela mesma pressão. As pressões podem ter efeitos diretos e indiretos sobre a prestação de serviços ecossistêmicos (NOGUEIRA et al., 2016).

Como os impactos são efeitos ambientais negativos, as análises do DPSIR mais tipicamente se concentram nas respostas a esses impactos ambientais adversos (SVARSTAD et al., 2008; CARR et al., 2007) e não facilitam o gerenciamento proativo para sustentar e maximizar os serviços do ecossistema. Uma vez que a categoria de impacto do DPSIR refere-se apenas a efeitos antrópicos negativos e a resposta se concentra nesses efeitos adversos dos impactos ambientais, a abordagem DPSIR é incapaz de facilitar um gerenciamento proativo para sustentar ou maximizar os serviços dos ecossistemas (KELBLE et al., 2013). O gerenciamento proativo implica em trabalho ativo em direção a um padrão específico otimizado ou aceitável na pior das hipóteses, quando otimizado é impossível (KELBLE et al., 2013).

Assim, o quadro DPSIR tradicional enfatiza mais os drivers, mas são os serviços ecossistêmicos que se relacionam mais diretamente com os objetivos e valores que motivam a sociedade a responder às mudanças das condições ambientais (KELBLE et al., 2013).

Muitas publicações relataram a utilidade do DPSIR como uma ferramenta de escopo para conceituar a interdependência em problemas de gerenciamento de recursos (LEWISON et al., 2016), particularmente aqueles que promovem o conceito de impacto para incluir os serviços dos ecossistemas (KELBLE et al., 2013). Ao incluir serviços ecossistêmicos ou os valores que os seres humanos colocam nos serviços do ecossistema, captura uma maior diversidade de discursos fornecendo informações abrangentes aos tomadores de decisão

(KELBE et al., 2013). Kelble et al. (2013) defendem a substituição de impactos no DPSIR por serviços ecossistêmicos, enquanto Nassl e Löffler (2015) defendem a fusão do DPSIR e estruturas de serviços do ecossistema. Assim, Kelble et al. (2013) alegando que a estrutura DPSIR não inclui explicitamente os serviços ecossistêmicos, propôs uma fusão com gerenciamento baseado em ecossistema (EBM). A estrutura conceitual criada EBM-DPSER, onde E substitui I de impacto, representa os serviços dos ecossistemas que representam mudanças negativas e positivas do ecossistema; neste caso o impacto sobre os seres humanos é expresso apenas através da mudança nos serviços ecossistêmicos (KELBLE et al., 2013).

2.5 REDE CAUSAL

A estrutura DPSIR, vem recebendo algumas críticas sobre a linearidade dos regimes de causa-efeito (SVARSTAD et al., 2008; FUSCO, 2001), pois seus componentes são apresentados em sequência com retroalimentação tanto no interior e entre seus vários componentes e isso explica o comportamento não-linear. Eventos estão conectados como uma sequência linear de causas e efeitos e as conexões entre componentes, das pressões e respostas são muito mais complexos, como resultado de respostas de feedback positivo e negativo entre as diferentes atividades, mecanismos econômicos e sociais, e as respostas políticas tendo múltiplos efeitos (FUSCO, 2001).

Alguns autores também apontam que a estrutura DPSIR não pode levar em conta a dinâmica do sistema que ele modela, que não pode gerar relações de causa e efeito, que sugere cadeias lineares unidirecionais e ignora os principais mecanismos não humanos de mudança ambiental (BERGER; HODGE, 1998; REKOLAINEN; KÄMÄRI; HILTUNEN, 2003).

Niemeijer e De Groot, (2008a) assinalam como principais problemas do uso do DPSIR a omissão das etapas intermediárias, pois, mesmo parecendo relações óbvias, no entanto, não é tão fácil elaborar uma fórmula simples que traduza a pressão para o estado sem levar em conta uma série de passos intermediários. A questão fundamental, entretanto, mostrada pelos autores, são as relações dos indicadores do mundo real em diferentes posições na cadeia causal, por exemplo, driver, pressão, estado raramente são de um para um, que impede uma compreensão mais profunda da complexidade das relações causais reais, que na maioria das vezes são condicionados por múltiplos fatores. É necessário reconhecer que as relações são mais complexas a fim de selecionar as relações que são mais relevantes para o problema (NIEMEIJER; DE GROOT, 2008a).

Desta forma, o uso de cadeia causal não é favorável para uma boa compreensão da inter-relação dos indicadores e das relações complexas de causa e efeito entre os drivers e seus impactos ambientais (SWART et al., 1995). Para Niemeijer e De Groot (2008a), um melhor conhecimento sobre a interação entre os indicadores mostra a verdadeira complexidade das interações ambientais; e pode ajudar a identificar os principais e mais eficientes indicadores, que vão auxiliar na tomada de decisão.

Vários autores destacaram a necessidade de considerar os indicadores como um conjunto em vez de indicadores individuais para temas específicos (NIEMEIJER; DE GROOT, 2008; LEBACQ; BARET; STILMANT, 2013). Niemeijer e de Groot (2008a e 2008b), referindo-se à sustentabilidade ambiental, salientam que os indicadores têm de ser selecionados com base na forma como eles fornecem uma resposta conjunta às nossas questões ambientais; ou seja, considerar redes causais e as várias cadeias causais que estão inter-relacionadas dentro das redes.

Seguindo a demanda por conjuntos de indicadores de serviço ecossistêmicos, conforme Niemeijer e De Groot (2008a) é necessário aprimorar o conhecimento sobre as inter-relações baseadas em sistemas entre os componentes desses conjuntos. Ao se aplicar o conceito DPSIR, é necessário analisar não apenas as relações entre os componentes individuais (por exemplo, as múltiplas interações entre funções e serviços), mas também as relações dentro de um componente, baseadas em redes. Com a organização dos indicadores numa estrutura é possível transmitir informações objetivas aos responsáveis pelas decisões; e mostrar como as informações providas pelos indicadores se relacionam com os processos e como ações específicas podem resolver problemas ambientais ocasionados pelo homem (NIEMEIJER; DE GROOT, 2008a).

O conceito de redes causais em si não é novo, foi usado em matemática (PEARL, 2001) e também nas áreas de saúde. Uma rede causal não é diferente dos fluxogramas de modelo de simulação baseado em processo usado em análise de sistemas (NIEMEIJER; DE GROOT, 2008b). Ambos são representações gráficas de interconexões entre diferentes componentes e processos, sendo a principal diferença que, para uma rede causal, o tipo de detalhes que seriam necessários para construir um modelo baseado em processos não é necessário, nem todos os relacionamentos precisam ser totalmente quantificados (NIEMEIJER; DE GROOT, 2008b). Em matemática, uma rede causal é considerada um tipo específico de rede bayesiana, ou seja, a união de cada nó são suas causas diretas (o que o torna um gráfico direcionado) (NIEMEIJER; DE GROOT, 2008b). Uma rede bayesiana é um modelo probabilístico em que os nós representam variáveis de interesse e os links representam informações ou dependências causais

entre as variáveis, e as dependências são quantificadas por probabilidades condicionais para cada nó dada sua união na rede (PEARL, 2001).

Neste contexto, Niemeijer e De Groot (2008a), propõe um quadro DPSIR melhorado (eDPSIR), inspirado pelo pensamento sistêmico que consegue lidar de modo mais eficaz com as complexidades do mundo real, trabalhando com redes causais, ao invés de cadeias causais. O conceito de uma rede causal fornece uma base sólida para a seleção de conjuntos de indicadores, porque permite fazer a inter-relação dos indicadores de uma parte central do processo de seleção (NIEMEIJER; DE GROOT, 2008a), mas que não está se referindo ao conceito matemático de redes causais (PEARL, 2001).

Quadros de cadeia causal como o DPSIR consideram múltiplas cadeias causais paralelas de indicadores de drivers para indicadores de pressão, indicadores de estado, de impacto e finalmente a indicadores de resposta, com cada cadeia cobrindo um assunto específico. Uma estrutura baseada em rede causal inclui as inter-relações entre as diversas cadeias causais, e portanto, uma rede causal é capaz de capturar de forma mais eficaz toda a gama de causas e efeitos e suas inter-relações que normalmente envolvem um grande número de indicadores e atravessa as fronteiras de questões ambientais individuais (NIEMEIJER; DE GROOT, 2008b).

As principais vantagens do modelo DPSIR são de que suas categorias são aqueles campos políticos de ação que facilitam a comunicação das relações causais e a adoção de medidas para a eliminação de problemas ambientais induzidos pelo homem (NIEMEIJER; DE GROOT, 2008a; MAXIM; SPANGENBERG; O'CONNOR, 2009; KOHSAKA, 2010). Vários autores têm apontado que as relações complexas não são abordadas de forma suficiente no modelo DPSIR (NIEMEIJER; DE GROOT, 2008a; MAXIM; SPANGENBERG; O'CONNOR, 2009), por isso o *framework* eDPSIR (NIEMEIJER; DE GROOT 2008a) considera esta complexidade.

Com o *framework* eDPSIR, o conceito de rede causal é usado como um mecanismo de estruturação para selecionar indicadores. Para Niemeijer e De Groot (2008a) a integração de cadeia causal da estrutura DPSIR com a abordagem de rede causal se justifica em função de que a primeira tende a induzir uma perspectiva mais estreita, centrada na questão sobre o ambiente, onde o conceito de uma cadeia causal está um pouco em desacordo com toda a teia de causa e efeito entre as ações humanas com o ambiente, mas também dentro dos ecossistemas (DALE; BEYELER, 2001).

Portanto, o uso de rede causal propõe selecionar indicadores situados no centro do processo e não somente indicadores individuais; pode facilitar a identificação dos indicadores mais relevantes para um domínio específico, problema e localização, levando a um conjunto de

indicadores que é ao mesmo tempo eficiente na sua capacidade de avaliar o estado do ambiente (NIEMEIJER; DE GROOT, 2008b). Além disso, também pode ajudar na identificação de indicadores que podem ligar as dimensões ecológicas, com as dimensões ambientais, sociais e econômicas, o que é vital para uma boa formulação de políticas (NIEMI; MCDONALD, 2004).

2.5.1 Nós fundamentais na rede causal

Outro elemento apresentado por Niemeijer e De Groot (2008a) no *framework* eDPSIR, são os nós fundamentais, que são os nós da rede causal que têm um maior número de arcos de entrada ou de saída, ou de ambos, sendo que existem basicamente três tipos de nós fundamentais: nós de raiz, nós centrais e os nós de final de cadeia. Seguindo a definição de Niemeijer e De Groot, (2008a):

- a) nós de raiz: são os que têm muitos arcos de saída (os arcos divergem destes nós). Indicadores associados a nós de raiz são importantes porque fornecem informações sobre a fonte de múltiplas questões ou problemas ambientais;
- b) nós centrais: são os nós que têm muitos arcos de entrada e/ou saída (arcos convergentes e divergentes), sendo que estes nós são influenciados por uma série de fatores e, por sua vez influenciam uma série de outros indicadores. Estes nós centrais desempenham um importante papel na rede de causas e efeitos e têm ainda a característica de que os seus indicadores também estão na raiz de vários processos;
- c) nós de final de cadeia: normalmente têm vários arcos de entrada (os arcos convergem para estes nós) que reúnem uma série de cadeias mais longas e estão localizados na extremidade de uma série de cadeias de causa e efeito. Estes são tipicamente os nós onde os efeitos de múltiplas pressões se tornam visíveis.

Através da metodologia dos nós fundamentais é possível identificar diferentes categorias de indicadores com determinado tipo de utilidade, além disso é possível identificar pontos críticos de controle e indicadores associados que podem servir para monitorar e gerenciar a sustentabilidade de uma cadeia produtiva (NIEMEIJER; DE GROOT, 2008a).

Além disso, Niemeijer e De Groot, (2008a) através do *framework* eDPSIR apresentam o conceito de interface de pressão, que refere-se ao setor econômico ou atividade humana que exerce a principal pressão sobre o ambiente.

Assim, como o conceito de cadeia causal do DPSIR não pode superar a complexidade inerente dos processos por trás dos indicadores, o seu uso integrado na abordagem de rede causal proposto por Niemeijer e De Groot (2008a, 2008b) é uma forma de proporcionar uma

melhor orientação conceitual na seleção de indicadores, sendo um dos grandes benefícios a abordagem das complexidades reais, e não somente cadeias causais individuais. Portanto, o uso de redes causais em que várias cadeias causais interagem e se conectam, pode notadamente incorporar a multiplicidade de interações complexas observadas dentro de um ecossistema ou local específico.

2.6 INDICADORES NO QUADRO DPSIR

A relação entre as atividades agropecuárias e o impacto ambiental não é simples e, geralmente, não é possível medir diretamente no ambiente local, porque a maioria das emissões são difusas; portanto, os indicadores são utilizados para dar informações sobre a relação entre uma determinada atividade e seu impacto sobre a utilização de recursos, e baseia-se na necessidade de simplificar fenômenos complexos e quantificar informação, de modo que a sua importância seja mais facilmente perceptível (HALBERG et al., 2005).

A EEA, segundo Heink e Kowarik (2010), define um indicador como um valor observado representativo de um fenômeno em estudo, e geralmente quantifica informação, agregando diferentes e múltiplos dados. Segundo Smeets e Weterings (1999) a comunicação é a principal função dos indicadores, habilitando e promovendo o intercâmbio de informações sobre a questão a que se dirigem.

Para Wiggering e Müller (2004), os indicadores geralmente são variáveis que fornecem informações agregadas sobre certos fenômenos. Eles são selecionados para suportar propósitos específicos de gerenciamento, com integração, valor sinóptico, funcionando com representações de qualidade, quantidade, estado ou interações que não são diretamente acessíveis (TURNHOUT; HISSCHEMOLLER; EIJSACKERS, 2007; NIEMEIJER; DE GROOT, 2008b). Heink e Kowarik (2010, p.590) definem de uma forma geral indicadores como "um indicador em ecologia e planejamento ambiental é um componente ou uma medida de fenômenos ambientalmente relevantes usados para descrever ou avaliar condições ambientais ou mudanças ou estabelecer metas ambientais".

Indicadores constituem uma importante fonte de informação para formuladores de políticas, auxiliam na orientação bem como o acompanhamento e a avaliação de tomada de decisões (OECD, 1999) pois podem fornecer informações valiosas sobre questões complexas de forma relativamente acessível (NIEMEIJER; DE GROOT, 2008b). A fim de atender a essa necessidade, os indicadores devem refletir elementos da cadeia entre as atividades humanas, os

seus impactos ambientais e as respostas sociais para estes impactos (GABRIELSEN; BOSCH, 2003).

De acordo com a definição e a intenção da EEA (2005b), uma finalidade importante do quadro DPSIR é superar a lacuna de comunicação entre os sistemas científicos, políticos e do público. Assim, os indicadores classificados de acordo com os componentes do DPSIR podem melhorar a comunicação sobre o desenvolvimento e questões ambientais.

Kristensen (2003) afirma que DPSIR poderia ser usado como um ponto de entrada para desenvolver conjuntos de indicadores, e que pode ser considerado como uma ferramenta para a estruturação de informação e para demonstrar relações causais entre indicadores. Para uma interpretação correta, um indicador precisa pertencer a um conjunto consistente e abrangente (NIEMEIJER; DE GROOT, 2008B). O desafio é selecionar um conjunto de indicadores capazes de representar de forma abrangente e confiável a complexidade do sistema, seu atual estado ambiental, econômico e social (BINDER; FEOLA; STEINBERGER, 2010).

O quadro DPSIR dispõe de certo grau de flexibilidade para permitir a adaptação para segmentos específicos, no fornecimento de indicadores, formulação de questionamentos pertinentes e identificação das informações, ou seja, estabelecer os indicadores necessários para dar as respostas. O conceito DPSIR baseia-se na ideia de que a seleção de indicadores deve ser guiada pelas relações causa-efeito entre D e a sua P relacionada, por um lado, e as alterações no S e I resultante, por outro lado; desta forma, a seleção de indicadores apropriados D e P deve ajudar a prever as mudanças negativas importantes no ambiente no tempo devido (HALBERG et al., 2005). A utilização de um procedimento bem definido e transparente é, por conseguinte, necessária para reforçar a credibilidade e a reprodutibilidade da avaliação (NIEMEIJER; DE GROOT, 2008b).

Os indicadores de drivers descrevem a situação social, demográfica e a evolução econômica na sociedade e as mudanças correspondentes nos estilos de vida, e através das mudanças na produção e consumo, os drivers podem exercer pressão sobre o meio ambiente (GABRIELSON; BOSCH, 2003).

Indicadores de pressão descrevem a evolução da liberação de substâncias (emissões), a utilização dos recursos e o uso da terra. As pressões exercidas pela sociedade são transportadas e transformadas numa variedade de processos naturais que se manifestam em mudanças nas condições ambientais (GABRIELSON; BOSCH, 2003).

Indicadores de estado dão uma descrição da quantidade e qualidade de fenômenos físicos, biológicos e químicos em uma determinada área, e devido à pressão exercida, o estado do ambiente pode ser alterado (GABRIELSON; BOSCH, 2003).

Devido às pressões, o estado muda, e essas mudanças têm impactos nas funções do meio ambiente, e os indicadores de impacto são usados para descrever mudanças nessas condições (GABRIELSON; BOSCH, 2003).

A maioria dos indicadores desenvolvidos para respostas afetam ações políticas de proteção, mitigação, conservação ou promoção (GABRIELSEN; BOSCH, 2003; EEA, 2005b; OCDE, 2003a), além de instrumentos que incluem leis, planejamento de paisagem ou construção, instrumentos econômicos ou comerciais (BURKHARD; MÜLLER 2008). Outros indicadores referem-se a respostas como sendo um resultado eficaz da ação política e consciência social (MAXIM; SPANGENBERG; O'CONNOR, 2009).

A produção intensiva de animais exerce pressões sobre o meio ambiente. Os indicadores podem ajudar em situações em que nem todos os dados estão disponíveis para fazer uma aproximação e, portanto, adequados para abordar a dimensão espacial. No quadro 2 consta uma relação de indicadores para a gestão dos dejetos da produção de animais.

Quadro 2 - Relação de indicadores na gestão de dejetos de animais

- Equilíbrio de nutrientes: P dejetos /P colheita.
- Distribuição de dejetos sobre a terra disponível.
- Exposição ao ar e contato com o solo.
- Duração de tempo entre a aplicação e o plantio.
- Duração de tempo entre a aplicação e o revolvimento do solo.
- Quantidade de água nos dejetos.
- Perdas de nitrogênio.

Fonte: De Haan et al. (1997).

2.6.1 Tipologia dos indicadores

Independentemente da sua posição no quadro DPSIR, os indicadores são sempre utilizados com um objetivo específico. Neste contexto a EEA (GABRIELSON; BOSCH, 2003) desenvolveu uma tipologia de indicadores, baseada na sua utilidade operacional, que consiste em quatro classes: indicadores descritivos, de desempenho, de eficiência e indicadores de eficácia políticas.

Indicadores descritivos são usados para descrever um aspecto específico da situação ambiental e geralmente são apresentados como séries temporais, ou seja, mostram o

desenvolvimento de uma variável ao longo do tempo e são comumente usados como indicadores de estado, pressão ou impacto (GABRIELSON; BOSCH, 2003).

Os indicadores de desempenho comparam as condições reais com um conjunto específico de condições de referência, ou seja, medem a distância entre a situação ambiental atual e a situação desejada, e são relevantes se grupos específicos ou instituições podem ser responsabilizados por mudanças nas pressões ou estados ambientais. Geralmente são indicadores de estado, pressão ou impacto que claramente se vinculam às respostas políticas (GABRIELSON; BOSCH, 2003).

Os indicadores de eficiência proporcionam uma visão da eficiência dos produtos e processos, em termos de recursos utilizados e das emissões e resíduos gerados por unidade de produção desejada. Estes indicadores relacionam drivers a pressões, sendo importante para a formulação de políticas indicadores que mostram a relação mais direta entre pressões ambientais e atividades humanas (GABRIELSON; BOSCH, 2003).

Por último, mas não menos importante, os indicadores de eficácia política relacionam explicitamente a mudança real nas variáveis ambientais com os objetivos políticos; são uma ligação entre os indicadores de resposta com os indicadores de estado, drive, pressão ou os indicadores de impacto (GABRIELSON; BOSCH, 2003). O quadro 3 apresenta um resumo da tipologia dos indicadores.

Quadro 3 - Resumo dos indicadores da EEA

Tipo de indicador	Definição
Descritivo	O que está acontecendo no ambiente: indicadores de E, P, I.
Desempenho	Mostra a importância das ações: indicadores de E, P, I.
Eficiência	Eficiência dos produtos e processos: indicadores D, P.
Eficácia de políticas	Benefícios causados pelas respostas: indicadores R.

Fonte: Elaborado pela autora a partir de Gabrielson e Bosch (2003).

2.6.2 Indicadores de serviços ecossistêmicos

Nós dependemos do estado e da provisão de bens e serviços dos ecossistemas, mas a interferência na dinâmica dos ecossistemas está alterando esse fluxo de bens e serviços. O uso de indicadores pode fornecer informações que auxiliam no entendimento e no gerenciamento de atividades potenciais causadores de interferências nos ecossistemas, como os dejetos da

produção intensiva de animais. Layke (2012) caracteriza indicadores de serviços ecossistêmicos como política relevante de representações para identificar as lacunas e comunicar as tendências para obter informações sobre o uso sustentável destes serviços e benefícios para mantê-los para as gerações futuras. Os serviços dos ecossistemas fornecem conjuntos de indicadores interessantes uma vez que incluem aspectos descritivos, bem como itens de avaliação (REYERS et al., 2010). Os indicadores também ajudam a compreender as realidades mais complexas, portanto, são instrumentos de comunicação que ajudam a reduzir a complexidade dos sistemas humano-ambientais (KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013).

Os indicadores podem se referir a ações que causam mudanças ambientais, à exposição de um componente ambiental ao estresse, a estados ambientais ou efeitos causados por certos impactos, ou a respostas sociais a mudanças ambientais (BRABAND; GEIER; KÖPKE, 2003; OECD, 2003a).

Para atender as exigências relativas a qualidade e rigor científico, os indicadores devem cumprir pré-requisitos, como os que constam no quadro 4. Além de exigências como a relação entre indicador e o objeto de indicação, precisa haver certa sensibilidade (HEINK; KOWARIK, 2010) ou respaldado por afirmações estatísticas, sendo um aspecto importante a necessidade de relações claras e relevantes de causa e efeito (KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013).

Quadro 4 - Demandas para indicadores de serviços ecossistêmicos

- Representação clara do objeto de interesse pelo indicador;
- Prova clara das relações relevantes de causa-efeito;
- Uma representação com ótima sensibilidade;
- Informações adequadas para escalas espaço-temporais;
- Transparência elevada da estratégia de derivação;
- Um elevado grau de validade e representatividade das fontes de dados disponíveis;
- Alto grau de comparabilidade de conjuntos de indicadores;
- Um ótimo grau de agregação;
- Bom cumprimento dos requisitos estatísticos relativos à verificação, reprodução, representatividade e validade.

Fonte: Kandziora, Burkhard e Müller (2013).

Os serviços ecossistêmicos em combinação com outros insumos para o bem-estar humano (DE GROOT et al., 2010b; BURKHARD et al., 2012b) podem ser colocados como indicadores, se a meta for uma gestão de comunicação relevante sobre os estados recentes, passados ou futuros de sistemas humanos-ambientais (MÜLLER; BURKHARD, 2012).

Importante salientar que as definições e classificações de indicadores, bem como de serviços ecossistêmicos, dependem profundamente das características dos ecossistemas investigados e do contexto de decisão para o qual eles estão sendo aplicados (FISHER; TURNER; MORLING, 2009; BOYD; BANZHAF, 2007; REYERS et al., 2010).

A estrutura DPSIR tem sido recomendada para estudos de indicadores de serviços dos ecossistemas, onde se encontra uma enorme complexidade com vários componentes diferentes e ligações distintas (KOSCHKE et al., 2012). Mas, o que determina o nível de precisão da avaliação do serviço dos ecossistemas e os respectivos dados (e indicadores) a serem utilizados deve ser o processo de tomada de decisão a ser abordado (SCOLOZZI; MORRI; SANTOLINI, 2012). Os indicadores devem refletir propriedades complexas dos ecossistemas, funções dos ecossistemas e serviços ecossistêmicos (VAN OUDENHOVEN et al., 2012).

2.7 SÍNTESE DO CAPÍTULO

O referencial teórico apresenta uma revisão pertinente aos objetivos da tese. Em síntese, o maior objetivo da tese é construir e aplicar no âmbito de uma determinada realidade empírica uma estrutura de análise ambiental que auxilie para uma compreensão sistêmica da interação entre os dejetos da produção intensiva de animais e o ambiente. Para atender este objetivo são utilizados referenciais metodológicos como o DPSIR, rede causal e abordagem dos serviços ecossistêmicos.

O desenvolvimento socioeconômico vem acompanhado do aumento do consumo de recursos, provocando impactos no ambiente, com os drivers exercendo diversas pressões. O quadro DPSIR descreve os problemas ambientais, mostrando as relações entre atividades humanas e o ambiente, estruturado de uma forma que interage por meio de ligações causais. Mas como as interações humano-ambientais são mais complexas do que simples cadeias causais, buscou-se integrar o referencial de rede causal, que trata de relações causais, que inclui as inter-relações entre as cadeias causais que interagem e se conectam.

Identificar os drivers principais e as mudanças que causam no ambiente e os respectivos indicadores têm que representar essa inter-relação. Os insumos correspondentes a essas pressões alteram o estado dos sistemas ambientais. Devido a essas mudanças, surgem impactos nos sistemas naturais e humanos que podem ser entendidos como mudanças na provisão de bens e serviços ecossistêmicos e no sistema socioeconômico. Finalmente, após a percepção dessa dinâmica, ações são realizadas pela sociedade e pelos governos para minimizar os impactos negativos impostos ao sistema humano-ambiental (resposta).

Para complementar a estrutura conceitual foi necessário incluir a abordagem de serviços ecossistêmicos, pois os dejetos podem impactar o meio ambiente, ocasionando uma redução na oferta destes serviços. Assim, a estrutura se completa, pois, o conceito de serviços ecossistêmicos é adequado para analisar os impactos decorrentes da interação entre a produção intensiva de animais e o ambiente, que além das questões ambientais também englobam aspectos socioeconômicos.

Estas interações humano-ambientais envolvem uma grande quantidade de indicadores, que refletem uma importante fonte de informações, portanto, a seleção dos principais indicadores associados a uma questão em estudo, que represente a complexidade do sistema é importante. Sendo assim, a estrutura conceitual auxilia na seleção dos principais indicadores envolvidos, onde são classificados através da metodologia dos nós fundamentais.

CAPÍTULO 3 - PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

3.1 CARACTERIZAÇÃO DA PESQUISA

A complexidade dos problemas ambientais da produção intensiva de animais requer uma abordagem que considere as interações entre o uso dos recursos naturais e a dinâmica social, política e econômica relacionada a essa questão, para identificar as causas e dimensões da problemática ambiental inerente ao sistema de produção. Na busca de uma visão integrada dos problemas ambientais da produção intensiva de animais optou-se pelo uso de referenciais teórico-metodológicos como DPSIR e rede causal apresentado por Niemeijer e De Groot (2008a,b) com integração dos serviços ecossistêmicos para o desenvolvimento de uma estrutura conceitual. A análise descritiva e a abordagem da metodologia conceitual do DPSIR têm como premissa a visão sistêmica e a teoria dos sistemas como base teórica principal. A abordagem de rede causal considera todas as inter-relações entre os indicadores; assim, a construção da rede causal inicia com uma seleção de indicadores que são classificados no quadro DPSIR, e os serviços ecossistêmicos identificados e classificados. Após isso, os indicadores são organizados graficamente em termos da sua inter-relação (nós fundamentais). Isto permite uma avaliação abrangente através do exame dos drivers relevantes e as pressões sobre o ambiente, o consequente estado e seus impactos, e as possíveis respostas, bem como a importância das interligações entre cada um desses elementos, e da ligação de fatores ambientais e socioeconômicos com os serviços dos ecossistemas. Assim, finalmente, uma estrutura integrada com DPSIR, rede causal e serviços ecossistêmicos é estabelecida e discutida, permitindo a ligação de fatores socioeconômicos e ambientais da produção intensiva de animais com os serviços ecossistêmicos.

A estrutura conceitual proposta combina análises quantitativas e qualitativas para a compreensão integrativa e das relações causais dos drivers, pressões, estado do ecossistema, serviços ecossistêmicos e impactos nesses ecossistemas, e as possíveis respostas. A ênfase não está nos elementos individuais, mas nas ligações complexas entre cada um dos componentes e indicadores. A estrutura conceitual é a combinação dessas análises, oriundo de esforços integradores e deverá permitir a aplicação prática de abordagens sobre os dejetos da produção intensiva de animais na unidade produtiva e ecossistema envolvido, utilizando conjuntos adequados de dados e indicadores.

Para obter os resultados e atender aos objetivos propostos, a abordagem metodológica utilizada nesta tese é o método de enfoque misto com execução concomitante. O método misto é assim definido:

O método misto representa um conjunto de processos sistemáticos, empíricos e críticos de pesquisa e envolve a coleta de dados e análise de dados quantitativos e qualitativos, assim como sua integração e discussão conjunta, para realizar inferências como produto de toda a informação coletada (metinferências) e conseguir um maior entendimento do fenômeno em estudo (SAMPIERI; COLLADO; LUCIO, 2013, p.596).

Um dos objetivos de se utilizar o método misto é a transformação de dados para sua análise. Nesta metodologia, ambos os métodos, qualitativo e quantitativo, são aplicados simultaneamente, ou seja, não existe uma sequência no enfoque misto concomitante (SAMPIERI; COLLADO; LUCIO, 2013). Segundo Creswell (2010) o método misto permite a utilização dos pontos fortes das pesquisas qualitativa e quantitativa, possibilitando a maior compreensão dos problemas de pesquisa.

Esta pesquisa se classifica quanto aos objetivos de pesquisa como exploratória, que pela definição de Gil (2010) tem a finalidade de desenvolver, esclarecer e modificar conceitos e ideias, sendo que esta modalidade apresenta menor rigidez no planejamento e comumente envolvem levantamento bibliográfico e documental e estudos de caso. Este tipo de pesquisa é realizado quando o tema é pouco explorado e é difícil formular hipóteses precisas e operacionalizáveis, e além disso, neste caso, tem-se pesquisa sobre um tema a partir de novas perspectivas (SAMPIERI; COLLADO; LUCIO, 2013). Do ponto de vista dos procedimentos técnicos, de acordo com Gil (2010), este trabalho realizou-se através dos instrumentos de pesquisa bibliográfica, análise documental e estudo de caso.

A pesquisa bibliográfica é elaborada com base em material já publicado e a vantagem deste tipo de pesquisa é que permite maior abrangência de fenômenos do que aquela pesquisada diretamente, principalmente quando o problema de pesquisa requer dados dispersos no espaço e quando se inclui estudos históricos (GIL, 2010). A pesquisa bibliográfica fez um recorte na literatura encontrada com foco nas referências consideradas mais apropriadas e relevantes para o problema de pesquisa, através de materiais escritos que contêm informações já elaboradas e publicadas por outros autores, tais como livros, publicações de periódicos, teses e dissertações, páginas de web sites, relatórios, de simpósios e seminários, anais de congressos científicos. A

partir da realização da revisão da literatura, buscou-se apresentar as questões relacionadas ao estado da arte em que se insere a temática do estudo.

Na pesquisa documental as fontes de informação são as que ainda não receberam organização, tratamento analítico e publicação. O conceito de documento é amplo, pois pode ser constituído por qualquer objeto que comprova algum fato ou acontecimento (GIL, 2010). Dentre os documentos utilizados na pesquisa estão registros estatísticos, de órgãos públicos e outras organizações.

O estudo de caso é um estudo profundo de um ou alguns poucos objetos, para amplo e detalhado conhecimento (GIL, 2010). Segundo Yin (2001), este delineamento é adequado para investigação de um fenômeno contemporâneo no seu contexto real e contribui para a compreensão dos fenômenos individuais, organizacionais, sociais, políticos e até mesmo econômicos. Aqui o estudo de caso foi utilizado com o propósito de descrever situações do contexto em que está sendo feita a pesquisa através de evidências documentais (GIL, 2010).

3.2 ESTABELECIMENTO DA ESTRUTURA CONCEITUAL

Para o desenvolvimento da estrutura conceitual de análise ambiental foram estabelecidas etapas subsequentes para sua construção.

a) Definição do domínio de interesse e dos limites do sistema a ser estudado

Definir o domínio de interesse, o problema precisa ser definido de forma específica para manter a rede de forma gerenciável; e determinar as condições de contorno para ajudar a determinar quais aspectos cobrir e quais omitir. Além disso definir os limites, prevendo o que será incluído e o que será considerado apenas em termos de saídas e entradas.

b) Proposição dos indicadores

Para cada componente do DPSIR são identificados componentes de análise, compostos por respectivos indicadores. Quanto mais específicos e definidos os objetivos estiverem, melhor os indicadores podem ser selecionados. Para uma questão específica, a seleção de indicadores segue os passos a seguir, conforme Niemeijer e De Groot (2008b):

- definir a questão da pesquisa: a relevância e a utilidade de um indicador são largamente determinadas pela questão de pesquisa que deve ser respondida e pela combinação de indicadores que são usados (SWART et al., 1995):

- i. determinar o tipo de informação e dados disponíveis;
- ii. determinar a escala de operação. Em questões de escala nacional ou global, haverá uma tendência a usar indicadores de drivers e pressão, pois estas geralmente são

baseadas em dados estatísticos disponíveis. Para estudos mais detalhados, dados sobre indicadores de estado e de impacto podem estar mais prontamente disponíveis.

- iii. determinar qual o foco na cadeia DPSIR. Se o objetivo é saber a gravidade de um problema, é preferível utilizar indicadores de estado ou de impacto, mas se o objetivo é saber como controlar melhor uma situação, os indicadores de pressão e resposta podem ser um foco mais óbvio.
- iv. determinar se é necessária uma perspectiva centrada no ambiental ou na perspectiva humana.

c) Estabelecimento do quadro DPSIR

O quadro DPSIR é uma ferramenta usada para identificar e descrever processos e interações em sistemas humano-ambientais. É propício para descrever as relações específicas de causa-efeito no passado, mais recentes e bem como os desenvolvimentos futuros.

A estrutura DPSIR é uma ferramenta analítica de base para a estrutura conceitual, para mostrar as alterações causadas no meio ambiente pela produção intensiva de animais.

A metodologia do DPSIR mostra as relações de causa e efeito de um determinado ambiente a partir da segmentação de critérios, e o uso de indicadores para a descrição e quantificação dos componentes individuais do processo melhora o desempenho da abordagem DPSIR:

- drivers: referem-se a vários fatores que podem levar à mudança ou conduzem o comportamento de um sistema. Os indicadores dos drivers descrevem os fenômenos estreitamente relacionados com as condições socioeconômicas, a situação atual e a tendência, que podem ser usados como uma base para avaliar o tipo e extensão da pressão no sistema;
- pressão: pode ser considerada como um fator exógeno que atua sobre o sistema humano-ambiental e podem ser mais facilmente medidos que os drivers. Indicadores de pressão representam a primeira etapa para ilustrar os resultados das ações humanas induzidas, que podem ser considerados como os resultados dos drivers. Na maioria das circunstâncias, todas as atividades humanas que afetam o ambiente podem ser classificadas como pressões, no entanto, as causas socioeconômicas e os efeitos da mudança global são muito variados e complexos, e como as pressões e ações humanas estão intimamente ligados, as pressões são mais sensíveis às mudanças e evoluções no sistema (ZHOU et al.,2013);
- estado: como o resultado das ações humanas são definidas como as pressões, as condições ambientais alteradas são o estado. As vezes condições e mudanças no estado do ambiente são relacionadas com as pressões que ocorreram no passado devido a reações tardias em sistemas

naturais. Outras mudanças podem aparecer de repente, e iniciar mudanças significativas, e os indicadores de estado do ambiente devem ser reativos a mudanças no padrão de pressões. Para avaliar o estado do ambiente de uma forma holística, o processo (energia, matéria e circulação de água) e componentes (diversidade de espécies, habitats) devem ser levados em conta e integrados numa abordagem baseada nos ecossistemas (ZHOU et al., 2013);

- impacto: mudanças no estado das condições ambientais vão afetar o nosso bem-estar, pois saúde, bem-estar e condições econômicas estão intimamente relacionados com ambiente intacto. Os indicadores de impacto são resposta a mudanças no estado do ambiente. Para determinar as relações adequadas e diretas entre a pressão, estados e impactos pode ser difícil por causa de uma possibilidade de efeitos indiretos e não ambientais;

- resposta: as respostas surgem como consequência de problemas específicos, que produz influência sobre os drivers e as pressões, e que também pode melhorar o estado ambiental. Na maioria dos casos, os gestores, tomadores de decisão e políticos, são responsáveis por resolver problemas ambientais e sociais. Instrumentos típicos de resposta incluem: processos legislativos, planejamento, mercado, impostos, cooperação, informação, educação e participação.

Nesta etapa ocorre a classificação dos indicadores nos componentes dos drivers (D), das pressões (P), do estado (S), dos impactos (I) e das respostas (R), ordenados num quadro.

d) Identificação e classificação dos serviços ecossistêmicos

Após concluídas as etapas anteriores, procede-se a identificação e classificação dos serviços ecossistêmicos e ordenados num quadro. A identificação e classificação dos serviços ecossistêmicos no quadro DPSIR organiza estratégias de gerenciamento, ou respostas, e resultados ou impactos, em categorias de indicadores (MARTIN et al., 2018). A condição adotada aqui segue Kelble et al. (2013) e Elliott (2014) que enfatizam que os impactos ambientais ocorrem através de mudanças nos serviços ecossistêmicos, e por isso encontram-se relacionados ao componente impacto no quadro DPSIR.

A estrutura de definição dos serviços ecossistêmicos adotada é a desenvolvida pelo CICES versão 5.1. É de estrutura hierárquica, com cada nível fornecendo uma descrição mais detalhada do serviço ecossistêmico considerado, para ter em conta os diferentes níveis de generalidade temática e para vincular avaliações de serviços a outros dados relacionados à atividade considerada (dejetos da produção intensiva de animais).

Existem várias tipologias ou formas de classificação de serviços ecossistêmicos, incluindo as utilizadas pelo Millennium Ecosystem Assessment-MA (MA, 2005), e pelo The Economics of Ecosystems and Biodiversity-TEEB (TEEB, 2010). Dificilmente qualquer

classificação artificial será capaz de capturar a miríade de maneiras pelas quais os ecossistemas suportam a vida humana e contribuem para o bem-estar humano e não existem categorias fundamentais ou definições completamente não ambíguas para tais sistemas complexos (DE GROOT et al., 2010a). A classificação do CICES é abrangente e, portanto, oferece uma reflexão das maneiras como o ecossistema beneficia a sociedade. Esta classificação de serviços do ecossistema foi utilizada com o objetivo de fornecer uma ferramenta flexível e hierárquica que possa ser adaptada e refinada para situações específicas e as necessidades regionais e locais (MAES et al., 2016).

e) Estabelecimento da rede causal

O conceito de rede causal é construído sobre a ideia de drivers e/ou pressões levando a mudanças no estado do ambiente, o que então causam impactos e, finalmente, podem levar a respostas sociais a regular ou alterar as pressões. A principal diferença é que se considera todas as inter-relações entre os indicadores e não apenas aqueles ao longo de uma única linha causal.

O que a rede causal ajuda a fazer é enfatizar a função do indicador e torná-lo uma parte explícita e fundamental do processo de seleção. Assim, conforme Niemi e McDonald (2004), os indicadores apenas têm relevância em conjunto com outros indicadores e no contexto de um conjunto específico de questões de pesquisa.

Nesta etapa os indicadores estabelecidos na estrutura DPSIR são organizados em um gráfico direcional e são mapeadas as inter-relações entre os indicadores pertencentes aos componentes dos drivers (D), das forças que as pressões (P) exercem, do estado (S) das variáveis nas quais as pressões são exercidas, dos impactos (I) resultantes e dos mecanismos de resposta (R) desenvolvidos, ou das respostas sugeridas. A estrutura conceitual pode ser construída e desenhada em software de diagrama; nesta tese foi utilizado um software online gratuito draw.io.

Com a integração da rede causal no quadro DPSIR, pode-se lidar com todos os diferentes componentes que precisam ser considerados. A melhor abordagem, segundo Niemeijer e De Groot (2008b), é começar com as pressões, uma vez que estas são tipicamente mais concretas do que os drivers, e depois avançar de pressões para estado, impacto e respostas e então voltar de pressões para os drivers.

f) Nós fundamentais e identificação dos pontos críticos de controle e dos indicadores associados

Os indicadores devem ser organizados em categorias, e conectados com setas que podem mostrar as direções de causa-efeito. Através destas interligações entre os indicadores na

estrutura são identificados os nós fundamentais. Os nós fundamentais são classificados, conforme Niemeijer e De Groot, (2008a) em:

- nós de raiz: são os nós que têm muitos arcos de saída (os arcos divergem destes nós);
- nós centrais: são os nós que têm muitos arcos de entrada e/ou saída (arcos convergentes e divergentes);
- nós de final de cadeia: normalmente têm vários arcos de entrada (os arcos convergem para estes nós) estão localizados na extremidade de uma série de cadeias de causa e efeito.

Os nós raiz são importantes porque os indicadores associados normalmente fornecem informações sobre a fonte de múltiplos problemas ambientais. Nós centrais e de final de cadeia são importantes porque os indicadores associados permitem avaliar o impacto de múltiplos processos ou questões ao mesmo tempo. Os indicadores associados aos nós fundamentais com um grande número de arcos de conexão normalmente serão os indicadores mais úteis, pois é provável que eles tenham uma grande quantidade de problemas e questões de pesquisa.

O critério de avaliação para identificar os nós fundamentais é o somatório dos arcos de entrada e dos arcos de saída, não levando em consideração os pesos quantitativos dos indicadores (NIEMEIJER; DE GROOT, 2008a).

A identificação dos pontos críticos de controle se dá através da observação dos nós fundamentais associados aos indicadores. Os serviços ecossistêmicos identificados e classificados são destacados através de cores na estrutura conceitual.

3.2.1 Considerações

O emprego dessa metodologia que integra o quadro de cadeia causal do DPSIR, rede causal e abordagem dos serviços ecossistêmicos em uma única estrutura permite organizar e identificar os principais indicadores associados a interação da problemática ambiental dos dejetos com o ambiente, analisando os aspectos vinculados e permitindo a ligação de fatores socioeconômicos e ambientais com os serviços dos ecossistemas.

Em síntese, espera-se que a estrutura conceitual, a partir da perspectiva integrada sobre os dejetos e o ambiente, proporcione um novo aporte teórico metodológico e informações que possam contribuir para a construção de respostas mais efetivas para o problema ambiental dos dejetos na produção intensiva de animais.

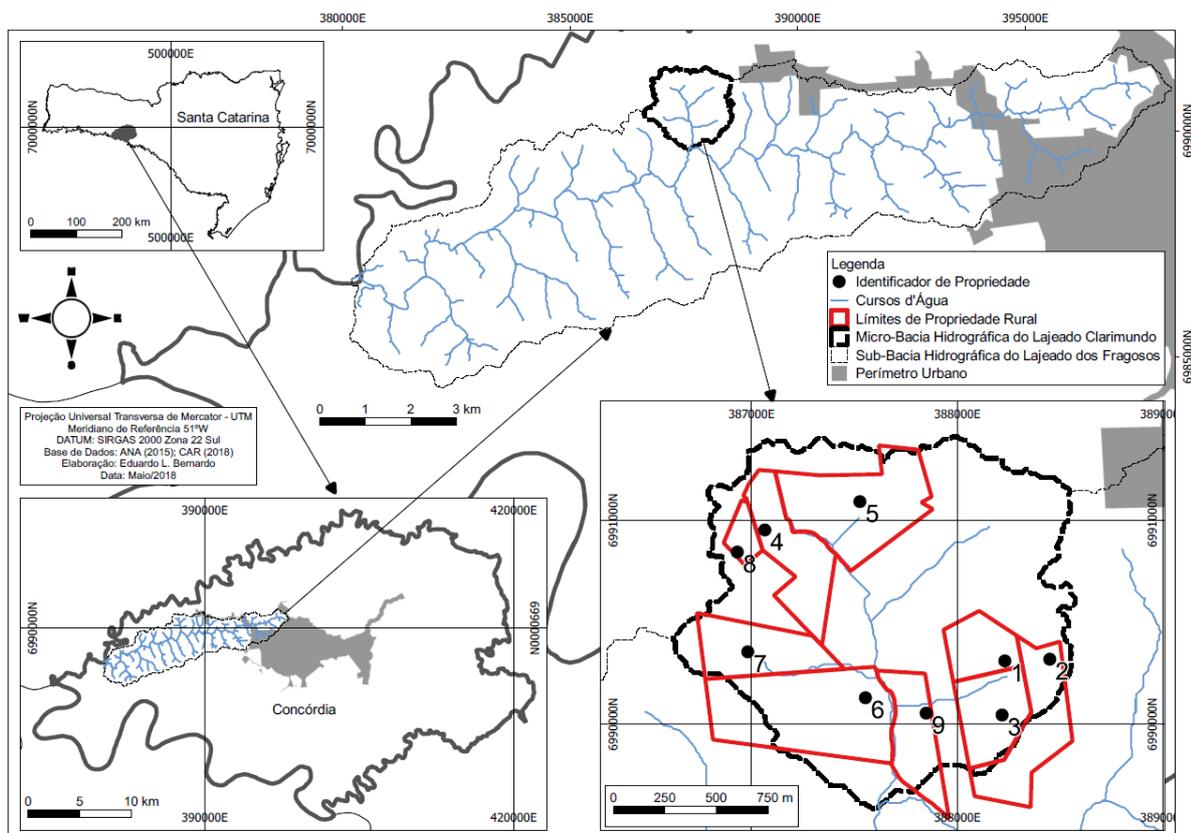
3.3 DEFINIÇÃO DO ESTUDO DE CASO

Para verificar a aplicabilidade da estrutura conceitual de análise ambiental, procedeu-se à definição de um estudo de caso em uma microbacia hidrográfica. A microbacia hidrográfica é a unidade territorial de análise ambiental, com peculiaridades nos sistemas de produção, forma de uso do solo e questões ambientais, tornando-se a unidade de gestão e planejamento ambiental. Segundo Rodriguez, Silva e Leal (2011) a bacia hidrográfica é considerada unidade preferencial para o planejamento e a gestão ambiental, pois abrange aspectos ambientais homogêneos (paisagens, ecossistemas) ou diversas unidades territoriais. Além disso, é interessante por se tratar de uma unidade física que pode ser delimitada e com identificação dos seus processos de funcionamento (MACHADO, 2005).

3.3.1 Microbacia do Lajeado Clarimundo

A unidade de análise para este estudo de caso são as propriedades com produção de suínos da microbacia do Lajeado Clarimundo, localizada na sub-bacia do Lajeado Fragosos, pertencente à bacia hidrográfica do Rio Jacutinga, no município de Concórdia no estado de Santa Catarina. O município possui uma superfície territorial de 808km², com um dos maiores efetivos de aves e suínos da região, além de diversas agroindústrias, centradas na transformação desses produtos. A figura 8 contém o mapa de localização da microbacia do Lajeado Clarimundo.

Figura 8 - Mapa de localização da microbacia hidrográfica do Lajeado Clarimundo



Fonte: SA-SUAVE (2018).

Para a aplicação da estrutura conceitual na microbacia do Lajeado Clarimundo foram obtidos os dados das licenças ambientais dos empreendimentos de suinocultura da microbacia na FATMA (Fundação do Meio Ambiente), órgão ambiental da esfera estadual do Governo de Santa Catarina, no escopo do projeto “Avaliação de indicadores e estratégias para valoração de serviços ambientais em bacias hidrográficas com produção intensiva de animais (SA-SUAVE)”¹⁰, desenvolvido pela Embrapa Suínos e Aves; além do uso de dados do questionário aplicado aos produtores da microbacia no ano de 2017 pelo projeto SA-SUAVE (Anexo A).

No projeto SA-SUAVE um dos objetivos é a caracterização e diagnóstico socioambiental da microbacia hidrográfica, e para isso foi realizada a coleta de informações nas propriedades agropecuárias por meio de um questionário semiestruturado preenchido de maneira interativa entre entrevistador e entrevistado, abrangendo entre outras coisas, informações da estrutura e ocupação dos solos, produção agropecuária, uso da terra e manejo

¹⁰Informações sobre o projeto estão no link <https://www.embrapa.br/busca-de-projetos/-/projeto/210482/avaliacao-de-indicadores-e-estrategias-para-valoracao-de-servicos-ambientais-em-bacias-hidrograficas-com-producao-intensiva-de-animais>.

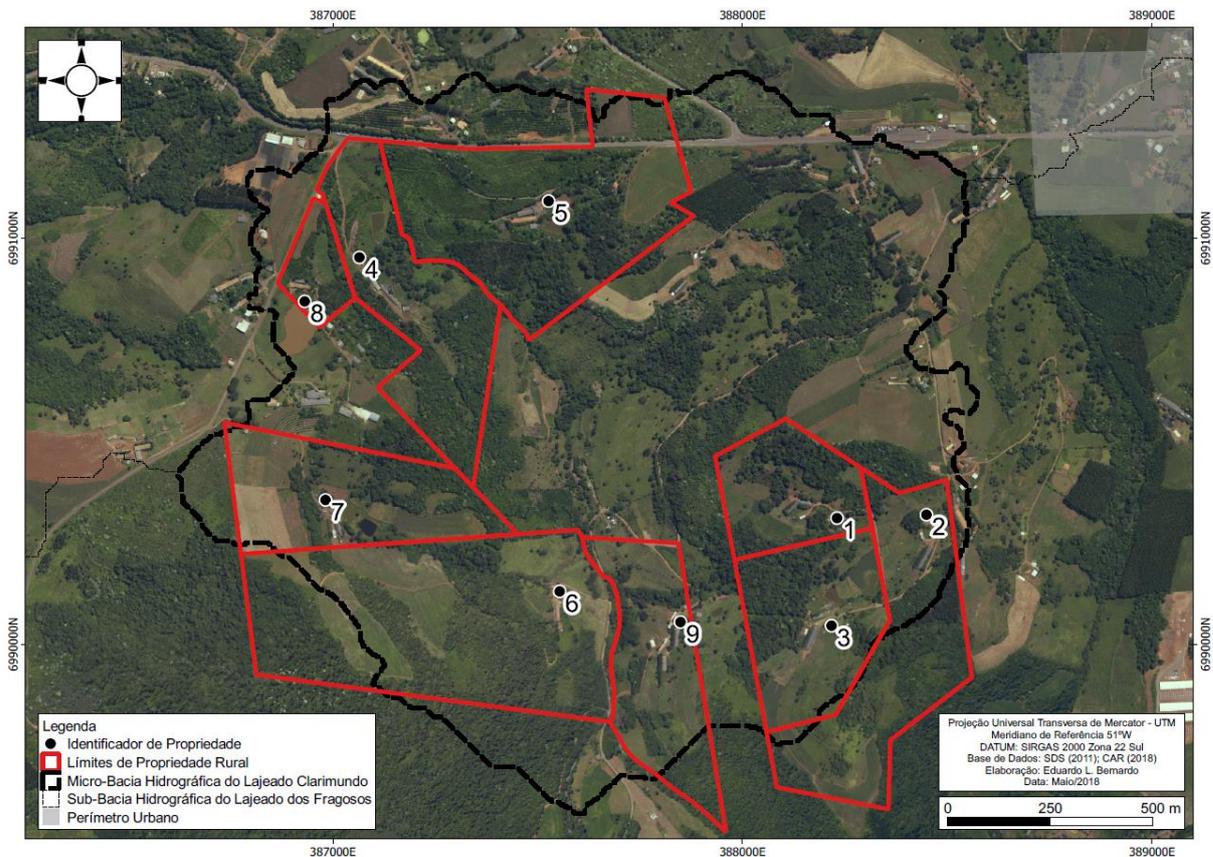
dos dejetos. A tabela 3 contém a classificação de uso do solo da microbacia com as áreas correspondentes, somando um total de 236,46 ha. A figura 9 identifica a localização das propriedades com produção de suínos da microbacia do Lajeado Clarimundo.

Tabela 3 - Classes de uso do solo da microbacia

Classe	Área (ha)	Área (%)
Água	2,62	1,1
Área antrópica agrícola não produtiva	36,14	15,3
Floresta/mata	95,31	40,3
Lavoura temporária	47,66	20,2
Pastagem naturalizada	32,59	13,8
Silvicultura	22,14	9,4
Total	236,46	100

Fonte: SA-SUAVE (2018).

Figura 9 - Localização das propriedades com produção de suínos da microbacia



Fonte: SA-SUAVE (2018).

CAPÍTULO 4– CONSTRUÇÃO DA ESTRUTURA DE ANÁLISE AMBIENTAL

4.1 A ESTRUTURA CONCEITUAL DE ANÁLISE AMBIENTAL

A estrutura conceitual integra aspectos ambientais e socioeconômicos numa abordagem analítica, além disso, considera aspectos relevantes para a gestão dos dejetos de animais no ecossistema. No entanto, para além dos pressupostos teóricos da análise, reflete também uma compreensão conjunta dos principais impactos no ecossistema beneficiando as partes interessadas. Melhorar os conhecimentos para proporcionar melhores respostas de gestão permeia toda a estratégia do desenvolvimento da estrutura conceitual, desde a definição de objetivos, à identificação de oportunidades, ao rastreio de respostas inovadoras e a concepção, implementação e avaliação de alternativas de ação.

São destacadas áreas fundamentais ou nós onde os indicadores são essenciais para capturar o estado e a dinâmica dos serviços ecossistêmicos, facilitar as sinergias e identificar as ligações críticas entre os diferentes elementos do objeto de estudo: a análise dos drivers e pressões; a avaliação das causalidades dos serviços ecossistêmicos; o impacto dos drivers sobre o estado e dos serviços ecossistêmicos; o desenvolvimento de indicadores que permitam captar dimensões socioeconômicas relevantes no nível de estudo de caso; e a implementação de respostas inovadoras para melhorar o estado dos ecossistemas. Portanto, através da integração da estrutura com os serviços dos ecossistemas fornece elementos para avaliação do sistema.

Os princípios da estrutura utilizando DPSIR com abordagem de rede causal e serviços ecossistêmicos são ilustrados através de um exemplo genérico com produção de suínos. A produção de suínos e o ambiente cobrem uma vasta gama de questões, sendo as mais importantes relacionadas ao risco de poluição da água, solo e ar, biodiversidade e paisagem. O debate sobre o impacto da produção de carne suína sobre o ambiente permanece, pois, a quantidade produzida é continuamente crescente, e porque a produção torna-se cada vez mais concentrada em áreas geográficas específicas, de forma intensiva. De acordo com a EEA (2005c), a principal preocupação é dirigida ao ambiente local.

O quadro 5 apresenta alguns indicadores de relevância para a produção de carne suína, obtidos em revisão bibliográfica. Para a construção da estrutura conceitual, primeiramente foram identificados os indicadores na estrutura DPSIR e então os serviços ecossistêmicos foram classificados no quadro 6.

Quadro 5 - Alguns indicadores da produção de suínos na lógica DPSIR para inclusão na estrutura conceitual

Problema	Componentes	Potenciais Indicadores	D	P	S	I	R	
Dejetos da produção intensiva de suínos	Produção animal	Consumo e exportação de carne	■					
		Produção de suínos	■					
		Sistema de produção	■					
		Área disponível para colocar dejetos		■				
		Nº animais por área		■				
		Uso de água		■				
		Produção de ração		■				
		Uso da terra		■				
		Uso de energia		■				
		Transporte		■				
		Uso de fertilizante mineral		■				
		Emissões	Emissão de N e P			■		
			Emissões CH ₄			■		
	Emissões CO ₂				■			
	Emissões N ₂ O				■			
	Emissões NH ₃				■			
	Emissões NO _x				■			
	Emissões SO ₂				■			
	Volume de dejetos				■			
	Emissão de metais pesados				■			
	Qualidade do ar, água e solo	Concentração de N e P				■		
		Concentração de metais pesados				■		
		Concentração atmosférica CH ₄				■		
		Concentração atmosférica CO ₂				■		
		Concentração atmosférica N ₂ O				■		
		Concentração atmosférica NH ₃				■		
		Concentração atmosférica NO _x				■		
		Concentração atmosférica SO ₂				■		
		pH solo e água					■	
		Contaminantes orgânicos e inorgânicos					■	
	Mudanças no ambiente/poluição	Regulação climática					■	
		Eutrofização da água					■	
		População de peixes					■	
		Redução qualidade do solo					■	
		Toxicidade em plantas					■	
		Perda estética					■	
		Água potável					■	
		Odor e insetos					■	
	Manutenção dos serviços ecossistêmicos	Tratamento dos dejetos					■	
		Políticas públicas					■	
		Licenciamento ambiental					■	

Fonte: Elaborado pela autora

Quadro 6 - Classificação dos serviços ecossistêmicos no quadro DPSIR

Driver	Pressão	Estado	Impacto nos serviços ecossistêmicos	Exemplo de impacto nos bens e benefícios humanos
Consumo e exportação de carne	Produção de ração	Concentração de N e P	Regulação climática	-Regulação do clima resultando em custos evitados.
	Uso de água	Concentração atmosférica CH ₄ , CO ₂ , N ₂ O	Redução da regulação da água (eutrofização)	-Redução de custos dos danos de escoamento de nutrientes no ambiente.
Produção de suínos	Uso da terra		Redução da população de peixes	-Alimentação humana.
Sistema de produção	Uso de energia	Concentração atmosférica	Toxicidade em plantas	-Alteração na disponibilidade de madeira e plantas para alimentação.
	Transporte	NH ₃ , NO _x , SO ₂		-Manutenção da qualidade do solo e, portanto, capacidade do solo para uso humano.
	Uso de fertilizante mineral	pH solo e água	Redução da qualidade do solo	
	Concentração metais pesados			
	Volume de dejetos	Contaminantes orgânicos e inorgânicos	Água potável	-Volume e características da água de uma fonte natural.
	Área Disponível		Odores e insetos	-Aumento de insetos nocivos e odor desagradável.
	Nº animais/área		Perda estética	-Presença de odor desagradável.
	Emissão de N e P			
	Emissões CH ₄ , CO ₂ , N ₂ O			
	Emissões NH ₃ , NO _x , SO ₂			
Emissão de metais pesados				

Fonte: Elaborado pela autora.

Legenda:

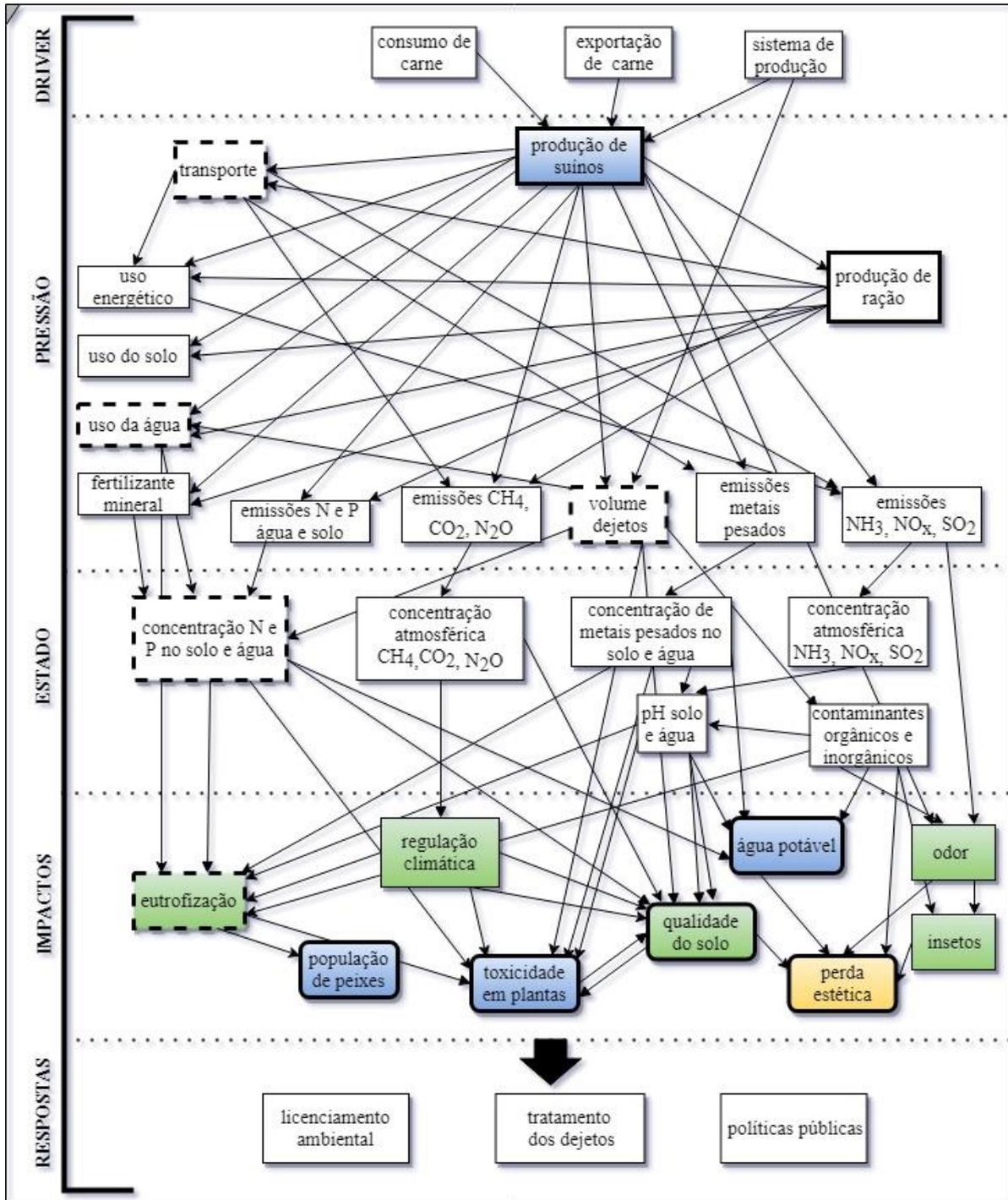
Serviço ecossistêmico de regulação e manutenção
Serviço ecossistêmico de provisão
Serviço ecossistêmico cultural

Os serviços do ecossistema no quadro DPSIR estão identificados através de cores, assim como na estrutura conceitual (Figura 10).

Após isso os indicadores foram organizados graficamente em termos de sua inter-relação. A complexidade e o detalhamento vão depender da finalidade de aplicação da estrutura conceitual para responder as questões de pesquisa a que se propõe. Através do quadro de

avaliação dos indicadores pelo modelo DPSIR a análise permite identificar os indicadores que integram processos de drivers, pressão; estado; impacto e resposta, e suas inter-relações. Observa-se que os indicadores possuem relações causais com os demais, o que permite estabelecer uma rede de relações entre esses e entre as fontes de origem e o resultado da manifestação de determinados fenômenos.

Figura 10 - Estrutura conceitual simplificada com exemplo centrado na produção de suínos



Fonte: Elaborada pela autora.

Legenda:

- A seta mostra o link, a direção e o efeito de um nó ao outro.
 - nó raiz** Os nós raiz são os nós que têm muitos arcos de saída, e consequentemente podem ser a fonte de múltiplos efeitos.
 - nó central** Nós centrais são aqueles nós que têm muitos arcos entrantes e saíntes, e são influenciados por um número de fatores que podem ser a fonte de múltiplos efeitos.
 - nó de final de cadeia** Nós de final de cadeia geralmente possuem arcos de entrada múltiplos e onde os efeitos podem se tornar visíveis.
- | |
|---|
| Serviço ecossistêmico de regulação e manutenção |
| Serviço ecossistêmico de provisão |
| Serviço ecossistêmico cultural |

Na figura 10 pode-se distinguir a interface de pressão e os vários nós fundamentais da estrutura. Os nós fundamentais, são os nós chave da rede causal que têm um maior número de arcos de entrada, de saída, ou de ambos (nós de raiz, nós centrais e os nós de final de cadeia, respectivamente).

Vale ressaltar que a estrutura conceitual está integrada com níveis de decisão mais altos; isso significa que algumas informações são fornecidas por componentes externos (não descritos na estrutura). Por exemplo, as variáveis dos drivers podem depender do crescimento do PIB (produto interno bruto), da dinâmica populacional, etc.; o estado também pode depender da poluição proveniente de outras regiões; as respostas podem ser limitadas por fatores econômicos. Assim, cada parte pode ser vista como recebendo entradas externas que não são mostradas explicitamente uma vez que não podem ser influenciados pelas ações em consideração.

No exemplo da figura 10, a produção de suínos pode ser considerada a interface de pressão que a sociedade exerce através da utilização de recursos naturais e através das emissões de substâncias para o ambiente. Mostra como diferentes questões ambientais interagem e como diferentes pressões podem causar as mesmas mudanças no estado ambiental. Por exemplo, o indicador de impacto da qualidade do solo pode mudar devido a mudanças na produção de dejetos, emissões de N e P, emissões de GEE (CO₂, CH₄, N₂O) e de metais pesados. Este é um aspecto que não ficaria exposto em estruturas de cadeias causais, que tendem destacar apenas uma causa para cada problema. A questão fundamental para o uso da rede causal é porque as relações no ambiente são mais complexas do que cadeias causais da estrutura DPSIR, pois são condicionadas por diversos fatores.

Em um contexto de acúmulo de dejetos é preciso saber quando e como intervir, sendo necessário o maior conjunto de informações para as decisões mais acertadas na gestão destes resíduos para reverter ou diminuir os impactos e reparar os serviços ecossistêmicos afetados. As pressões no meio decorrentes da atividade (como emissões, uso de recursos e uso da terra) são função do nível e da tecnologia aplicada, assim as variáveis de tecnologia empregada podem se refletir nos fatores de emissões, fatores de utilização de recursos ou fatores de uso da terra.

Drivers e pressões podem causar impactos e prejudicar a prestação de serviços ecossistêmicos, sendo que a pressão no ecossistema está relacionada principalmente a prestação dos serviços de provisão, assim como a modificação do estado do ecossistema afeta os serviços de regulação. Dessa forma, os impactos causados pelos resíduos da produção de animais podem, segundo Müller e Burkhard (2012), ser entendido como mudanças no fornecimento de serviços

do ecossistema e no sistema socioeconômico, identificáveis na estrutura de análise conceitual aqui proposta.

4.1.1 Síntese da seção

O uso de um exemplo genérico com produção de suínos foi utilizado para demonstrar a construção e funcionamento da estrutura conceitual. Os indicadores foram obtidos através de pesquisa bibliográfica e ordenados no quadro DPSIR, os serviços ecossistêmicos foram classificados e então os indicadores organizados e mapeadas as interligações, com identificação dos nós fundamentais.

A estrutura conceitual tem potencial para contribuir na organização e relação de informações em todo o espectro de necessidades de gerenciamento ambiental e socioeconômico, identificar mudanças nos serviços ecossistêmicos decorrentes de intervenções de desenvolvimento e identificar aspectos mais importantes para um ecossistema equilibrado. Além disso, fornece uma estrutura para a agregação e combinação mais eficaz de dados para criar e escolher indicadores, bem como para organizar e comunicar informações de forma mais eficaz às partes interessadas. Pode auxiliar no desenvolvimento e organização de indicadores sólidos e mensuráveis e no monitoramento de desempenho e construção de relatórios, e portanto, neste sentido poderia contribuir com alguns dos ODS.

A Agenda 2030 e os ODS têm sido elogiados por sua ampla abordagem e pelo processo participativo no desenvolvimento, e seu alcance global tem sido enfatizado como uma grande conquista (POGGE; SENGUPTA, 2015). Os ODS são compostos por 17 objetivos, além de 169 metas para serem cumpridas até 2030 (ONU, 2015). Foram listadas as possíveis contribuições da estrutura conceitual nos ODS:

- a) ODS 2 - Acabar com a fome, alcançar a segurança alimentar e melhoria da nutrição e promover a agricultura sustentável: principalmente no ODS 2.4, que aborda a implementação de práticas agrícolas sustentáveis que também melhoram e mantêm os serviços ecossistêmicos, e aumentam a resiliência dos ecossistemas;
- b) ODS 6 - Assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos: a estrutura conceitual pode auxiliar no gerenciamento da qualidade da água (ODS 6.3) e o gerenciamento integrado de recursos hídricos (ODS 6.5), para múltiplos setores e partes interessadas;
- c) ODS 7 - Assegurar a todos o acesso confiável, sustentável, moderno e a preço acessível à energia: neste objetivo a principal contribuição é auxiliar na promoção das energias

renováveis na matriz energética global, principalmente o biogás oriundo dos dejetos de animais (ODS 7.2);

- d) ODS 13 - Tomar medidas urgentes para combater a mudança do clima e os seus impactos: a estrutura conceitual pode ajudar na organização e gerenciamento da questão ambiental do setor agropecuário, mais especificamente na produção intensiva de animais na contribuição para a redução das emissões, refletindo um nível mais elevado de ambição ambiental e climática, e responder às preocupações em relação à produção sustentável;
- e) ODS 15 - Proteger, recuperar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, gerir de forma sustentável as florestas, combater a desertificação, deter e reverter a degradação da terra e deter a perda de biodiversidade: a estrutura conceitual tem potencial para auxiliar na proteção, restauração, uso e manejo de forma sustentável dos agroecossistemas, florestas e recursos hídricos e abordar a degradação da terra e a perda de biodiversidade. As metas mencionam a necessidade de integrar os valores do ecossistema ao planejamento, processos de desenvolvimento e estratégias para reduzir a pobreza (ODS 15.9).

4.2 CONSIDERAÇÕES SOBRE A ESTRUTURA CONCEITUAL DE ANÁLISE AMBIENTAL

Nesta seção são abordadas algumas concepções e considerações sobre os principais aspectos da estrutura conceitual de análise ambiental, relacionadas aos seus componentes integrativos DPSIR, rede causal e serviços ecossistêmicos.

4.2.1 Considerações sobre DPSIR

O uso do DPSIR como base da estrutura conceitual auxilia a percepção sobre a interação entre o meio ambiente e as atividades socioeconômicas, e ampara na elaboração de avaliações, identificação de indicadores e comunicação de resultados (EEA, 2012), além disso, os indicadores classificados na lógica do DPSIR, ajudam a reduzir os esforços para coletar dados e informações, concentrando-se em alguns elementos e tornando os dados comparáveis.

Apesar do quadro DPSIR não capturar todas as situações perfeitamente, é um meio razoável para organizar as muitas interações sociais, econômicos e ambientais, pois organiza

os indicadores em categorias que se inter-relacionam. É usado como base na construção da estrutura para auxiliar no entendimento de como a geração de dejetos da produção animal através dos drivers exercem pressões sobre o ambiente e como essas pressões podem induzir alterações no seu estado ou condição. Consequentes impactos sobre atributos socioeconômicos levam a resposta da sociedade através do desenvolvimento ou alteração de políticas ambientais e programas econômicos e de desenvolvimento para prevenir, minimizar ou mitigar as pressões dos drivers.

Os componentes da abordagem DPSIR foram construídos como uma via causal integrando os passos subsequentes de gerenciamento ambiental. A ideia base é que os drivers produzem certas pressões. Os drivers são o resultado de decisões humanas para atender uma demanda por insumos para a produção ou consumo de bens e serviços variados como alimentos, produtos manufaturados, energia ou recreação. São de origem externa para o sistema ou região em questão, que refletem as condições passadas, presentes ou futuras que causam mudanças nos ecossistemas. Sob qualquer pressão existe um driver representado pela demanda de serviços prestados pela natureza. A análise dos drivers requer uma análise abrangente do sistema social e econômico que pode incluir uma ampla gama de atividades, incluindo aquelas que são realmente responsáveis pelas pressões atuais. É necessário analisar drivers para entender quais são as demandas de serviços e como essas demandas são satisfeitas num leque de alternativas delimitadas por instituições legais e governamentais e nas condições de mercado vigentes.

Além das atividades, as instituições e os sistemas de governança desempenham um papel central no modo como os seres humanos se relacionam com os recursos ambientais (LOWRY; WHITE; COURTNEY, 2005; ABUNGE; COULTHARD; DAW, 2013). Segundo North (1994), as instituições podem ser definidas como os limites que as sociedades atribuem a si para estruturar as relações políticas, econômicas e sociais entre os agentes. O papel das instituições é restringir as ações humanas, o que pode reduzir o custo das ações entre os seres humanos, constituindo um fator importante à qualidade e o desenvolvimento econômico (NORTH, 1990). Com isso, as instituições determinam acesso e controle de recursos naturais e moldam decisões individuais e coletivas de muitas maneiras (GÓMEZ et al., 2016a).

A análise dos drivers requer uma compreensão da magnitude da atividade econômica e do seu uso de serviços ecossistêmicos. Explicar o nível de produção agropecuária requer uma compreensão adequada da procura de alimentos, do tamanho da população, dos seus rendimentos e das políticas públicas em vigor (política agrícola, ambiental, etc.); tempo (crescimento da população e da renda, inovação tecnológica, etc.). O crescimento da população se relaciona com a escala de demanda dos serviços ecossistêmicos, e impulsiona a expansão da

demanda por alimentos, energia e terra; e isto, combinado o desenvolvimento econômico, desencadeia tendências sociais como a transformação de terras para a agricultura, a urbanização, o esgotamento dos recursos, o desenvolvimento de infraestrutura, etc. (DASGUPTA; EHRLICH, 2013). O crescimento econômico global e a demografia são os principais motores do consumo geral de bens finais e, posteriormente, da demanda de recursos naturais e outros serviços ecossistêmicos (MA, 2005; GOMEZ-BAGGETHUN; RUIZ-PEREZ, 2011; IPCC, 2014).

No contexto que engloba a produção de carne em sistemas intensivos é importante considerar os fatores determinantes da atividade que impulsionam a mudança no estado do ambiente. Estas atividades podem ser condicionadas pela necessidade de adaptação às mudanças, como as alterações climáticas. Os drivers que levam a impactos negativos tem a necessidade de adaptar as respostas a novas situações. As pressões são as variáveis de origem interna que quantificam o efeito dos drivers dentro de um sistema. As variáveis de estado representam a sensibilidade do sistema às variáveis de pressão, e envolve a definição e quantificação de todos os elementos relevantes para o fornecimento e demanda por serviços ecossistêmicos. Os efeitos negativos das atividades agropecuárias sobre o meio ambiente podem ser apresentados por indicadores de pressão adequados. Esses indicadores de pressão também podem ser usados como variáveis de controle para alcançar um estado ambiental desejado, e, portanto, os indicadores de pressão podem desempenhar um papel decisivo na elaboração de respostas adequadas.

O impacto é uma medida de mudança nas variáveis de estado com um efeito negativo ou positivo sobre as pessoas, sociedade e recursos ambientais. Na estrutura conceitual proposta os efeitos são medidos em termos da capacidade de fornecer um determinado serviço, e o não fornecimento implica, portanto, em impacto negativo.

É importante a distinção entre os diferentes níveis que influenciam os drivers por trás das pressões, para o entendimento dos impulsionadores das pressões. Os drivers e as pressões são cada vez mais condicionados pela extensão dos impactos progressivos e cumulativos das atividades humanas sobre os ecossistemas, bem como pelas consequências das alterações climáticas e pela necessidade de adaptar as respostas a novos desafios sociais, políticos e ambientais (GÓMEZ et al., 2016a). Em função da oferta mais restrita e incerta de alguns serviços ecossistêmicos os desenvolvimentos de tecnologias são cada vez mais estimulados e necessários.

4.2.2 Críticas ao uso do DPSIR

A principal crítica em relação ao DPSIR é relacionada a cadeia de causa e efeito com a impressão de linearidade entre pressão, estado e impacto, enquanto a realidade é mais complexa e mais próxima de uma rede causal do que de uma cadeia.

Por isso DPSIR não foi usado como uma estrutura completa, mas foi integrado com outras abordagens, em concordância ao exposto por Gómez et al. (2016a), em função principalmente de:

- a) a estrutura DPSIR não explicar os processos de feedback;
- b) concentrar-se em uma única pressão, negligenciando assim múltiplos estressores;
- c) dificultar a discussão e avaliação de *trade-offs*;
- d) a ligação entre o bem-estar humano e os serviços do ecossistema ter sequência limitada;
- e) favorecer respostas reativas e corretivas ao invés de ações proativas e preventivas.

Outro ponto são os problemas práticos na alocação de indicadores individuais para as categorias do quadro, que entre outros, são a distinção de drivers, pressões, estado e variáveis de impacto (SCHRAMMEK, 2002).

Entretanto, DPSIR permite a interação entre seus componentes, com potencial de adaptação de alterações ambientais, bem como as mudanças econômicas e sociais dentro do sistema. Assim, apesar dos seus pontos fracos, é útil na modelagem e análise das causas e efeitos das atividades humanas, mas é necessário obter informação detalhada para descrever as relações dos indicadores, podendo ser utilizado como base para derivações de modelos alternativos (BURKHARD; MÜLLER, 2008), como o que está proposto nesta tese.

4.2.3 Considerações sobre rede causal

Apesar da abordagem do quadro DPSIR ser importante porque as conexões entre os indicadores identificados e selecionados descrevem a causalidade de questões ambientais, para melhorar a capacidade do DPSIR os autores Niemeijer e De Groot (2008a) sugerem uma abordagem aprimorada que realmente se concentra nas interconexões entre diferentes indicadores. Para conseguir isso, estes autores substituíram as cadeias causais unidirecionais por múltiplas redes causais para a seleção de indicadores.

O *framework* eDPSIR elaborado por Niemeijer e De Groot (2008a) ajudou a identificar e especificar indicadores e reduziu seu número; além disso, isso permite que os decisores políticos determinem pontos de partida precisos e, portanto, efetivos para o monitoramento, sendo útil para integrar questões tanto setoriais como ambientais que levam a propostas claras antes da tomada de decisão política. Ao mapear interativamente os indicadores envolvidos nas

redes causais direcionais, são identificados os principais indicadores e assim são determinados os indicadores mais concretos (NIEMEIJER; DE GROOT, 2008a).

Ao olhar para os indicadores numa rede causal, distingue-se a interface de pressão; neste contexto a produção intensiva de suínos pode ser considerada a interface de pressão que a sociedade exerce através da utilização de recursos naturais e através das emissões de substâncias para o ambiente. O reconhecimento desta interface de pressão é importante porque é o mecanismo pelo qual os drivers exercem a principal pressão sobre o ambiente. Mesmo que a demanda por carne suína não se altere, a maneira como a suinocultura é praticada pode influenciar o tipo e quantidade de pressões, ou seja, os mesmos drivers podem ter efeitos menores ou maiores sobre o ambiente, dependendo do que está acontecendo na interface pressão.

Durante o processo de seleção baseado na rede causal, uma hierarquia lógica é incorporada através do mapeamento interativo das relações causais mais específicas e da busca de indicadores mais concretos. Assim, para alcançar uma avaliação ambiental integrada, é necessária uma visão adequada das inter-relações dos indicadores, ou seja, a rede de causas e efeitos, mesmo que não procuremos funções quantitativas como resposta.

Portanto, uma rede causal, ao invés de uma cadeia causal, pode ser um conceito mais apropriado para lidar efetivamente com a complexidade das interações da produção intensiva de animais com seu alto volume de dejetos e o ambiente circundante. A estrutura conceitual aqui proposta baseou-se no conceito de uma rede causal para ajudar a entender e visualizar melhor as inter-relações entre os indicadores e fornecer um primeiro passo para identificar os fatores envolvidos.

4.2.4 Considerações que envolvem serviços ecossistêmicos

Os produtos e serviços gerados dentro de uma economia estão associados a consequências ambientais inevitáveis, mesmo que não intencionais (BAUMGÄRTNER et al., 2001). Os impactos ambientais podem surgir em diferentes estágios dos ciclos de vida destes produtos e serviços (TUKKER; JANSEN, 2006). Os indicadores de impacto são importantes para a gestão e tomada de decisão, porque descrevem diretamente as consequências ambientais das ações humanas, estando os indicadores de resposta diretamente relacionados.

Mudanças no estado do ambiente muitas vezes tem reações adiada às pressões que ocorreram no passado, mas, dependendo da pressão exercida, também podem ser imediatos. Em muitos casos, as condições ambientais alteradas terão um impacto na sociedade, e como a

maioria dos componentes do bem-estar humano depende em grande parte de um ambiente intacto, as intervenções como respostas sociais aos impactos devem ser tomadas para intervir no processo.

Existe uma distinção entre as necessidades humanas básicas e o bem-estar subjetivo. As necessidades humanas básicas são coisas necessárias para a sobrevivência, como alimentos, água e abrigo. O bem-estar subjetivo, por outro lado, engloba coisas que podem não ser absolutamente necessárias para a sobrevivência individual imediata, mas são importantes para um sentido emocional e psicológico positivo da vida, como a cultura e a estética, e pode ser importante para a sobrevivência da sociedade a longo prazo (MA, 2005). Os países em desenvolvimento se concentram em atender às necessidades básicas, enquanto aqueles em que essas necessidades estão sendo atendidas, se esforçam para alcançar níveis adicionais de bem-estar em busca de uma boa vida (MA, 2005). Alimentos, recreação e proteção contra tempestades são serviços ecossistêmicos que beneficiam as pessoas diretamente. Não só fornecem as necessidades básicas da vida, mas mudanças afetam condições econômicas, movimento de pessoas, regulação do clima e doenças, recreação e oportunidades culturais e segurança; como resultado, as mudanças nesses serviços ecossistêmicos têm um impacto abrangente sobre o bem-estar pessoal (MA, 2005).

A demanda das atividades humanas resulta em demandas de serviços ecossistêmicos¹¹ que podem desencadear mudanças prejudiciais aos ecossistemas por meio das pressões que exercem sobre o sistema. Além de sua relevância na compreensão dos impactos das decisões e ações sobre o ambiente, o nível de análise desta estrutura conceitual é importante para entender como o ambiente é afetado pelos dejetos e a capacidade de continuar fornecendo os serviços de que a sociedade depende; considerando que uma mudança no estado do ecossistema pode levar a uma mudança na oferta de serviços, mas não na demanda de serviços; assim, os impactos da utilização dos serviços podem levar a uma mudança no estado do ecossistema e a uma mudança na oferta de serviços.

¹¹ A demanda por serviços ecossistêmicos difere dos benefícios para a sociedade. Os benefícios são gerados pelos serviços ecossistêmicos em combinação com outras formas de capital e têm um impacto direto no bem-estar humano (FISHER et al., 2008).

4.3 RESPOSTAS

O desafio é satisfazer o aumento da demanda de produtos pecuários a um nível tecnológico que a base de recursos ambientais possa sustentar. A produção animal pode contribuir especificamente para a degradação do solo, o declínio e a poluição dos recursos hídricos, a emissão de gases de efeito estufa. Com uma gestão adequada, a produção de animais também pode contribuir positivamente para a base de recursos ambientais, melhorando a qualidade do solo, provendo energia renovável e substituindo a energia não renovável, como os combustíveis fósseis. Sempre que possível, esses cenários ganhadores (economicamente e ambientalmente atraentes) devem ser promovidos e políticas e tecnologias que o façam devem ser identificadas. No entanto, com o aumento da demanda é provável que os efeitos negativos da produção intensiva animal continuem a surgir. Portanto, como resposta é importante identificar políticas e tecnologias que atenuem qualquer impacto ambiental negativo, mas que, ao mesmo tempo, satisfaçam a demanda destes produtos.

As respostas através de políticas planejadas e gerenciamento visam minimizar os impactos negativos (ou maximizar impactos positivos), atuando sobre os indicadores de pressão ou diretamente nos de estado, pois estes são de origem interna para o sistema. A mitigação como resposta ocorre pelos indicadores de pressão; a política e ou a gestão são implementadas em resposta aos impactos. A política não pode atuar sobre os drivers de forma significativa, pois são fatores externos para o sistema e, portanto, podem estar fora das influências que operam dentro do sistema.

A resposta refere-se à reação a mudanças reais e percebidas no meio ambiente. Isso pode ser através de mudanças no comportamento dos agricultores, ou seja, através de mudanças no uso e gerenciamento dos dejetos e mudanças nos padrões de consumo de alimentos pelos consumidores, e além disso, essas mudanças podem ser alcançadas através de ação governamental.

O sistema de produção intensiva de animais atua diretamente sobre o solo, água, ar através da emissão de resíduos e uso de combustíveis fósseis, além disso, tem efeito sobre o uso do solo para satisfazer a demanda da produção de alimentos para os animais, principalmente milho e soja. É essencial que, à medida que aumenta a produção intensiva de animais, avaliações de impacto ambiental possam mostrar se a produção está melhorando ou degradando o ambiente. A este respeito, a avaliação de impacto deve fornecer não apenas o status atual, mas também um mecanismo para projetar tendências futuras.

Os desenvolvimentos tecnológicos em sistemas de tratamento, uso dos dejetos para geração de energia (como o biogás) e as práticas de gerenciamento diminuem as pressões ambientais associadas à produção de animais. A aplicação dos dejetos na agricultura é na maioria das vezes uma opção econômica e também ambiental. O uso de dejetos como fertilizante orgânico não deve ser considerado uma ameaça potencial, pois quando apropriadamente utilizado, a reciclagem dos dejetos reduz a necessidade de fertilizantes minerais.

As respostas para a questão dos dejetos devem ser funcionais, consistindo em fornecer os meios e os fins para proporcionar uma melhor resposta aos atuais desafios de sustentabilidade nos domínios políticos, tecnológicos e de gestão do ambiente. A seguir é abordado o biogás como uma resposta possível no contexto de acumulação de dejetos na produção intensiva.

4.3.1 O biogás oriundo da biomassa residual como serviço ecossistêmico

Esta seção tem base no artigo “Biogas originated from residual biomass in ecosystem services” de Bühring e Silveira (2018), considerando o biogás como uma resposta dentro da estrutura conceitual de análise ambiental da geração de dejetos na produção intensiva de animais, com enfoque nos serviços ecossistêmicos. Para isso foi realizada uma abordagem sobre o biogás e seu potencial energético, e o CICES como base para classificar os serviços ecossistêmicos do biogás oriundo da biomassa residual¹² da produção intensiva de animais. Também foi realizada uma proposta de potenciais indicadores para os serviços ecossistêmicos do biogás, ou seja, os indicadores foram assumidos para mostrar a quantidade e tipo de serviços específico do biogás considerando prioritariamente uma escala local.

Levando em conta que a utilização de biomassa para produção de energia é considerada como sendo uma das alternativas mais promissoras de fontes de energia sustentáveis e renováveis (CHERUBINI; STRØMMAN, 2011), a produção e uso do biogás torna-se um produto de importância econômica e ambiental. Em comparação com outros biocombustíveis, o biogás é versátil e flexível, e pode ser produzido a partir de diferentes tipos de matéria-prima, como os fornecidos pelo setor agropecuário e de vários outros fluxos de resíduos orgânicos da sociedade em geral. No meio rural o maior recurso é representado pelos dejetos de animais criados em sistemas intensivos, como suínos, aves e bovinos.

¹² Os dejetos contêm alta proporção de hidrocarbonetos e é categorizada como biomassa, que pode ser recuperada como fonte de energia (HU et al., 2015). A biomassa precisa passar por vários processos para que possa ser amplamente usada como fonte de energia, esses processos transformarão sua energia acumulada (carbono e hidrogênio) em combustíveis sólidos, líquidos e gasosos ou em eletricidade (LORA; ANDRADE, 2009).

Ter um suprimento seguro de energia é crucial para o bem-estar das pessoas e da economia em todo o mundo (OLSON-HAZBOUN; KRANNICH; ROBERTSON, 2016). A biomassa representa uma fonte de energia renovável e abundante, e tem potencial para se tornar uma fonte global de recursos no século XXI, e os sistemas de bioenergia são reconhecidos como os principais contribuintes para futuros sistemas energéticos sustentáveis nos países em desenvolvimento e países desenvolvidos (BERNDES; HOOGWIKB; VAN DEN BROEK, 2003). A oferta de energia atualmente é dependente de fontes fósseis, que são recursos não renováveis e limitados. As fontes renováveis de energia não estão sujeitas ao esgotamento e são benéficas ao ambiente, e o aproveitamento dos dejetos representa enorme oportunidade para gerar energia renovável na forma de biogás, que responde à preocupação com a busca do melhor *trade-off* em termos de redução do impacto no desenvolvimento e uso de energias renováveis.

Portanto, é provável que a biomassa, por ser uma energia mais limpa, seja uma opção atraente para promover a ação de mecanismo de desenvolvimento para reduzir as emissões de GEE (JUNFENG; RUNQING 2003). O potencial de redução das emissões de GEE é um dos principais recursos de utilização da biomassa para a produção de energia, e o uso de biodigestores representa uma plataforma única para a reciclagem de nutrientes, fechando assim os ciclos de recursos importantes que, se não forem controlados adequadamente, podem causar impactos ambientais negativos (HOLM-NIELSEN; AL SEADI; OLESKOWICZ-POPIEL, 2009).

A sustentabilidade é de fundamental importância no uso da biomassa como matéria-prima para a produção de energia. Seu aproveitamento pode promover um contexto mais sustentável na agropecuária, visto que a promoção da sustentabilidade em sistemas produtivos pode levar a uma sinergia entre produção e manutenção dos serviços ecossistêmicos, resultando em produção de alimentos, fibras e energia, pois sistemas produtivos agropecuários também são fontes de serviços ecossistêmicos (SWINTON et al. 2007).

A gestão dos resíduos é componente básico na sustentabilidade econômica e ambiental da produção intensiva de animais, principalmente relacionados aos dejetos. A gestão inadequada dos dejetos provoca lixiviação substancial de nutrientes (BJÖRKLUND; LIMBURG; RYDBERG, 1999), pois a maneira mais usual de manejo é a aplicação no solo, que produz emissões atmosféricas significativas de GEE, consome recursos energéticos fósseis e pode resultar em acumulação de nutrientes no solo (AGUIRRE-VILLEGAS; LARSON; REINEMANN, 2014).

A quantidade de dejetos produzidos por ano no Brasil, corresponde a um volume considerável de biomassa residual, com destaque para a geração de dejetos da suinocultura,

com 20.379.732 t ano⁻¹, além destes contabilizam os dejetos de frango de corte, aves de postura, vacas ordenhadas e bovinos de corte, que totalizam 1.703.773.970 t ano⁻¹ de dejetos (IPEA 2012). Na suinocultura a problemática principal é o volume e características dos dejetos na forma líquida e com alta taxa orgânica, na criação de bovinos o mais impactante é o sistema de criação (extensivo ou confinado), pois para o aproveitamento na geração de biogás é necessário o recolhimento destes resíduos, plausível somente na criação em confinamento, com aproveitamento total dos dejetos. Os dejetos produzidos pela avicultura são em grande volume e geralmente concentradas em pequenas regiões.

O aproveitamento dos dejetos destes animais tem a capacidade de promover o saneamento ambiental e fornecer energia como um produto com potencial econômico. O tratamento da biomassa residual pode ser realizado pela digestão anaeróbia com a produção de biogás (QIAO et al., 2011), considerada como o processo biológico mais comum para lidar com os dejetos de animais (HADIN; ERIKSSON, 2016; NORDELL et al., 2016).

A digestão anaeróbia é um processo microbiológico, onde a matéria orgânica é degradada na ausência de oxigênio, e representa uma possibilidade potencial de diminuir a carga orgânica, resultando no biogás. No caso específico dos dejetos de animais, a suspensão estabilizada após a digestão anaeróbia, o digestato, pode ser utilizada como fertilizante, que consiste em nutrientes essenciais para o crescimento das plantas (MATA-ALVAREZ; MACE; LLABRES, 2000).

Na perspectiva da produção de biogás oriundo da biomassa residual, a produção agropecuária passa de um papel produtivo para um multifuncional, considerada numa abordagem sistêmica capaz de produzir alimentos e atender às novas necessidades do consumidor, oferecendo serviços como energia. A produção de energia a partir de resíduos representa este conceito, em busca do equilíbrio ambiental nas atividades produtivas; integra a produção animal com a produção de energia proveniente de fontes renováveis, e no caso do biogás contribuindo para o tratamento dos resíduos potencialmente poluidores.

Dentro do contexto dos serviços ecossistêmicos e na pretensão de uso de energias renováveis e mais sustentáveis, o biogás pode ser considerado uma abordagem prática para auxiliar na diminuição do déficit energético local e mitigar problemas de contaminação ambiental. Desta forma, o biogás oriundo da biomassa residual da produção de animais pode ser considerado um produto energético com a função de serviço de provisão e ao mesmo tempo com a função de um serviço de regulação, na medida em que exerce a mitigação de efeitos indesejados no ambiente.

As atividades humanas são sustentadas pelos serviços ecossistêmicos, pelos recursos e benefícios proporcionados pelos sistemas naturais (MA, 2005), e o impacto e a gestão humana afetam fortemente os ecossistemas, incluindo seus processos e funções (GISSI; GAGLIO; REHO, 2016). Atualmente, as demandas por serviços ecossistêmicos criados pela atividade humana ultrapassam a oferta de serviços ecossistêmicos disponíveis, que é a capacidade dos ecossistemas em sequestrar os poluentes e fornecer os bens naturais necessários, afetando o funcionamento dos serviços ecossistêmicos (STEFFEN et al., 2015). Mudanças das necessidades humanas resultam em modificações nas demandas humanas e, conseqüentemente com reflexo nos serviços fornecidos pelos ecossistemas, resultando em conseqüências adversas, sendo fundamental garantir a provisão dos serviços ecossistêmicos em quantidade e qualidade, com manutenção em níveis adequados. Portanto, o uso contínuo e sem critérios dos serviços ecossistêmicos pode ter conseqüências desastrosas para os ecossistemas, sendo assim, o desafio é gerenciar *trade-offs* entre necessidades humanas imediatas e a manutenção da capacidade do ecossistema para fornecer bens e serviços a longo prazo (FOLEY et al., 2005).

A fim de mitigar as alterações climáticas e aumentar a segurança energética, a procura por energia renovável vem aumentando nos últimos anos (McBride et al. 2011). No entanto, a expansão de energias renováveis pode ser considerada controversa em termos de competição pelo uso da terra e implica em *trade-offs* (JACKSON, 2011), como intensificação do uso da terra e a concorrência com a produção de alimentos causada pela produção de biocombustíveis, levando a necessidade de analisar sistematicamente os benefícios e desvantagens das energias renováveis para encontrar a melhor solução para determinado local (SILVEIRA; GONZALEZ, FONSECA; 2017).

A sustentabilidade é de grande importância para a produção de energia, e para ser considerada sustentável não deve competir com quaisquer cadeias de produção, distribuição ou utilização de alimentos, assim como a utilização de terras dedicadas à produção de alimentos para produção de energia (ARODUDU; VOINOV; VAN DUREN, 2013). Por isso, para o aumento da produção de energia renovável sem representar um risco para a segurança alimentar e o ambiente, em parte, a resposta pode envolver a seleção de matérias-primas como a biomassa residual, pois a biomassa não deve consumir mais carbono (C) de combustível fóssil do que pode remover (WHALEN et al., 2017). Neste sentido, é importante o uso da biomassa que não compete com a produção de alimentos, mas a complementa em termos de prestação de serviços ecossistêmicos e contribuição para o bem-estar humano (BÜHRING; SILVEIRA, 2016).

Como colocado por Hastik et al. (2015), o conceito de serviço ecossistêmico parece representar uma abordagem apropriada para avaliar questões ambientais associadas à expansão

da exploração de energias renováveis, como o biogás. A maioria dos impactos nos serviços ecossistêmicos é determinado pelo aumento da demanda resultar na intensificação do uso da terra, o que não ocorre na geração de biogás oriundo dos dejetos de animais.

A energia do biogás produzido a partir de biomassa residual não aumenta a pressão sobre uso da terra e da água. Estes sistemas de produção de biogás podem tornar a produção animal mais sustentável e evitar dilemas entre alimentos e combustíveis, que ocorrem com outros biocombustíveis, tornando o biogás uma fonte de energia diferenciada. Na medida em que provêm energia, o biogás pode ser classificado como um serviço ecossistêmico de provisão, conforme tabela 5; podendo gerar compensações pelo provimento de serviços ecossistêmicos (energia) com benefícios para a sociedade, pois esta depende do provimento dos serviços ecossistêmicos. Quando a matéria-prima é composta por resíduos, entende-se que a produção de biogás atua como um serviço de regulação, conforme tabela 5, por reduzir a carga orgânica dos dejetos e a emissão de GEE do ambiente. Dessa forma, os impactos causados pelos resíduos da produção de animais podem, segundo Müller e Burkhard (2012), ser entendidos como mudanças na provisão de bens e serviços do ecossistema e no sistema socioeconômico; e, portanto, o uso destes resíduos na produção de energia pode elevar o status do biogás a serviço ecossistêmico.

Os sistemas produtivos agropecuários podem satisfazer a crescente demanda em energia renovável, fornecendo biomassa adequada para a produção de energia, onde grandes volumes de dejetos têm de ser geridos de forma sustentável, otimizando o uso dos nutrientes e do potencial de energia, minimizando e mitigando o impacto negativo no ambiente. O interesse na energia derivada dos dejetos baseia-se na premissa de que pode servir para reduzir a dependência externa do abastecimento de energia, desenvolver uma base renovável e ainda reduzir as emissões de GEE que contribuem para as alterações climáticas. Devido à sua crescente importância, as fontes de energia baseadas em biomassa foram incluídas no CICES como serviço ecossistêmico de provisão.

A classificação do biogás oriundo da biomassa residual conforme CICES V5.1 e uma proposta de indicadores potenciais para a o biogás estão nos quadros 7 e 8.

Quadro 7 - Classificação nos serviços ecossistêmicos do biogás oriundo de biomassa residual nos níveis de seção, divisão, grupo e classe do CICES

Serviço ecossistêmico	Seção	Divisão	Grupo	Classe	
Biogás	Provisão	Biomassa	Criação de animais para a nutrição, materiais ou energia	Animais criados para fornecer energia	
	Regulação e manutenção	Transformação de insumos bioquímicos ou físicos nos ecossistemas	Mediação de incômodos de origem antropogênica	Filtração, sequestro, armazenamento, acumulação por microrganismos, algas, plantas e animais	
				Redução de cheiros	
		Regulação das condições físicas, químicas e biológicas	Regulação da qualidade do solo	Processos de decomposição e fixação e seu efeito na qualidade do solo	
				Condições da água	Regulação da condição química das águas doces por processos vivos
					Composição e condições atmosféricas

Fonte: Elaborado pela autora.

A classificação do biogás oriundo da biomassa residual nos serviços ecossistêmicos propicia o fornecimento de uma visão geral dos serviços potenciais do ecossistema que possam ser relevantes neste contexto, principalmente a nível de unidade produtiva. É importante notar que é um ponto de partida para refletir sobre as funções, processos e estruturas subjacentes e sobre como alcançar o gerenciamento sustentável do processo da produção intensiva de animais e do ambiente, principalmente local e regional.

Quadro 8 - Proposta de indicadores para representar o biogás na regulação e provisão dos serviços ecossistêmicos

Serviço de provisão	Definição	Indicador potencial
Provisão de energia	Geração de energia através tratamento da biomassa residual pela digestão anaeróbia.	Disponibilidade de dejetos ($m^3 \text{ ano}^{-1}$) Produção de biogás ($m^3 \text{ ano}^{-1}$) Energia por m^3 de dejetos (Toe, kW, kCal) ¹
Serviço de regulação		
Regulação da qualidade do ar	Captura de odores dos dejetos armazenados através do tratamento pela digestão anaeróbia.	Percepção do odor.
Regulação de nutrientes no solo e água	Redução da carga orgânica e nutrientes dos dejetos após tratamento pela digestão anaeróbia.	Concentração de elementos nutrientes (C, N, P, K, Cu, Zn) no digestato.
Regulação climática	Redução de emissões de gases de efeito estufa.	Sequestro de carbono das emissão de CH_4 , CO_2 , N_2O ($t \text{ C ano}^{-1}$)

Fonte: Elaborado pela autora.

¹Toe: tonelada de óleo equivalente; kWh: quilowatt hora; kCal: quilocalorias.

4.3.1.1 Contribuições do biogás para o ecossistema e o bem-estar humano

O biogás como um serviço ecossistêmico de provisão, é considerado um produto energético, proveniente do tratamento dos dejetos de animais, através da digestão anaeróbia, que pode ser usado para gerar eletricidade e calor, ou purificado e ser usado no setor de transporte.

Para exemplificar o uso energético do biogás considerando o plantel de suínos que apresenta potencial para produzir biogás, foram calculadas algumas estimativas que mostram a importância do biogás para o bem-estar humano em geral e também os benefícios ambientais para os ecossistemas. O plantel de suínos no Brasil em 2016 era de 39,95 milhões de cabeças e a região Sul detinha 49,9% deste plantel (IBGE, 2016). A estimativa da produção de dejetos, do potencial de produção de biogás e da redução de emissões de metano (CH_4)¹³ pela digestão anaeróbia referente ao plantel de suínos da região Sul está na tabela 4.

¹³ Cálculos da estimativa de produção de dejetos com base na produção de $0,007 \text{ m}^3/\text{dia}$ (OLIVEIRA, 1993); e para o cálculo da estimativa de produção de biogás e emissões de metano foi utilizada a metodologia estabelecida pelo Intergovernmental Panel On Climate Change (IPCC) constante nas orientações do UNFCCC (United Nations

Tabela 4 - Estimativa do potencial de produção de dejetos, biogás e de redução de emissões de metano pelo plantel de suínos da região Sul

	Produção de dejetos (m³ ano⁻¹)	Produção de biogás (m³ ano⁻¹)	Redução de emissões (tCO₂e ano⁻¹)
Região Sul	46.076.114	979.707.211	7.443.619

Fonte: Elaborada pela autora.

A partir dos dados da tabela 4 e considerando a equivalência energética do metro cúbico de biogás descrito por Barreira (2011) foi estimada a equivalência energética do plantel de suínos da região Sul. O biogás estimado em equivalência com a gasolina (0,613 L de gasolina) geraria em torno de 1.645.371 L por dia, o que permitiria, por exemplo, rodar diariamente em torno de 23.035.194 km considerando-se um carro popular (14 km L⁻¹ de gasolina). Seria possível substituir o gás de cozinha (gás liquefeito de petróleo) pelo biogás (0,454 L de gás de cozinha) o que geraria 1.218 m³ de gás por dia. Equivalendo com a energia elétrica (1,43 kWh) o biogás poderia atender a demanda energética de 659.223 residências da região Sul, considerando o consumo médio de energia elétrica de 177,1 kWh por mês, segundo a Empresa de Pesquisa Energética no ano de 2016 (EPE, 2017).

Como serviço de regulação, o biogás está relacionado principalmente na redução das emissões de GEE, como o CH₄, CO₂ e N₂O, na redução de odores, da carga orgânica e de alguns nutrientes nos dejetos.

Os odores são um importante prejuízo para o ambiente para aqueles que vivem perto de unidades de produção de suínos, afetando a saúde pública devido à difusão de doenças e odores para a população circundante (ORZI et al., 2015) entretanto, a digestão anaeróbia reduz as emissões atmosféricas de metano e compostos odoríferos (VAN HORN et al., 1994; ORZI et al., 2010).

O uso do digestato proveniente da digestão anaeróbia de dejetos de animais, em relação ao uso do dejetos in natura, protege o ambiente do risco de enriquecimento excessivo e consequente eutrofização; reduz odores e poluição do ar; reduz ou elimina totalmente os custos energéticos e econômicos da produção de fertilizantes; torna possível a exportação, a redistribuição e a reciclagem do excesso de dejetos (HOLM-NIELSEN; AL SEADI;

OLESKOWICZ-POPIEL, 2009). O valor nutricional dos dejetos tem sido relacionado principalmente ao seu conteúdo de N, P e K, mas a necessidade de nutrientes depende do solo e das características da cultura, sendo que a proporção de nutrientes disponíveis no dejetos ou no digestato pode não ser adequada, resultando em excesso ou carência desses nutrientes (AGUIRRE-VILLEGAS; LARSON; REINEMANN, 2014). O digestato apresenta elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo, além destes também carbono e potássio (APPELS et al., 2008; SCHIEVANO; D'IMPORZANO; ADANI, 2009) e aplicado no solo melhora a fertilidade e aumenta a comunidade microbiana (OWAMAH et al., 2014).

A digestão anaeróbia em biodigestores é uma prática promissora para mitigar as emissões de GEE dos dejetos coletados, com potencial para diminuir as cargas de odor e bactérias patogênicas dos dejetos quando comparadas com aplicações diretamente no solo, sem tratamento (MONTES et al., 2013; GOBERNA et al., 2011) e quando operados corretamente, os digestores anaeróbios são uma fonte de energia renovável sob a forma de biogás, que é de 60 a 80% de CH₄, dependendo do substrato e das condições de operação (HOLM-NIELSEN; AL SEADI; OLESKOWICZ-POPIEL, 2009; MONTES et al., 2013). Portanto, a produção de biogás é uma estratégia de mitigação que tem um potencial significativo para capturar e destruir a maioria do CH₄ do dejetos e gerar energia renovável, reduzindo as emissões de GEE, NO_x, hidrocarbonetos e partículas (BÖRJESSON; BERGLUND, 2006; MONTES et al., 2013).

Na tabela 4 tem-se um exemplo da redução das emissões de gases de efeito estufa dos dejetos. Neste contexto, a redução de emissões de gases de efeito estufa, como o metano, ocorre pelo tratamento dos dejetos através da digestão anaeróbia em biodigestores e com combustão do biogás, que é convertido em CO₂, evitando, portanto, as emissões de metano no ambiente.

A geração de biogás a partir da digestão anaeróbia da biomassa residual tem potencial para auxiliar na transição da energia baseada em combustível fóssil para energia renovável, principalmente pela disponibilidade de biomassa residual, e contribuir nas estratégias de desenvolvimento sustentável no meio rural. A capacidade do biogás na diminuição da carga poluente, fazendo o papel de serviço ecossistêmico de regulação, bem como a melhoria da eficiência das estruturas de abastecimento de energia, como serviço ecossistêmico de provisão, são argumentos a favor do desenvolvimento do biogás. Portanto, é possível dizer que essa produção de biogás tem menos *trade-offs* do que outras energias renováveis, sendo que os *trade-offs* desempenham um papel crucial na interpretação da sustentabilidade dos desenvolvimentos relacionados com o bem-estar humano (LIU et al., 2015; WU, 2013).

Os problemas ambientais criados por sistemas intensivos de produção animal derivam principalmente de sua localização concentrada, mas também da tecnologia e do sistema de

manejo adotado. A alta densidade de animais é sempre acompanhada pela produção de um excedente de dejetos, que conduz a pressões sobre o ecossistema e gera impactos no ambiente, principalmente através do volume e composição dos dejetos quando descartados de forma inadequada. Em vista da falta de incentivos econômicos e ambientais para tratar os dejetos de forma eficiente e internalizar os custos ambientais, ocorre o descarte dos dejetos acima da capacidade assimilativa e aumentando os riscos associados à poluição da água, do solo e do ar.

No entanto, estes dejetos constituem uma biomassa residual disponível para gerar energia, exportada ou consumida pelo próprio sistema de produção ou em outro sistema da propriedade, e, além disso, o digestato pode ser utilizado como fertilizante. O uso de biomassa residual para produzir biogás pode ser considerado sustentável pois não utiliza recursos diretos dos serviços dos ecossistemas, além de fornecer serviços de provisão e regulação.

CAPÍTULO 5 – APLICAÇÃO DA ESTRUTURA CONCEITUAL EM ESTUDO DE CASO

Para a aplicação da estrutura conceitual de análise ambiental no estudo de caso, foram seguidas as etapas descritas nos procedimentos metodológicos.

O domínio de interesse são os dejetos da produção intensiva de suínos e a interação com o ambiente, e o limite delimitado são as 9 propriedades com produção de suínos da microbacia hidrográfica do Lajeado Clarimundo; assim, estas propriedades compõem o sistema, com seus elementos em interação como referência de análise.

Os indicadores apresentados foram obtidos do questionário aplicado nas propriedades (Anexo A), referindo-se principalmente aos aspectos produtivos e ambientais da suinocultura, além de aspectos sociais e econômicos. Contudo, todos os detalhes quantitativos não são necessários neste nível de análise, pois a aplicação específica desta estrutura é justamente analisar as interações das diferentes questões ambientais e, talvez até mais importante, como múltiplas pressões podem causar mudanças no estado ambiental e socioeconômico e revertendo em impactos.

5.1 A PRODUÇÃO DE SUÍNOS DA MICROBACIA HIDROGRÁFICA DO LAJEADO CLARIMUNDO

A criação de suínos na região de estudo é classificada em porte pequeno e médio, conforme Instrução Normativa Nº11 da FATMA¹⁴, desenvolvida em 9 propriedades, sendo 4 em sistema de terminação (4.675 cabeças), 2 propriedades em sistema UPL (unidade de produção de leitões), com plantel de 590 matrizes, 2 em sistema UPD (unidade de produção de desmamados) com 220 cabeças, e 1 no sistema de ciclo completo, com 15 matrizes, todos em sistema de integração com agroindústrias e cooperativas.

Destes produtores, todos são proprietários e residem nas propriedades, tem como atividade principal a suinocultura. Quanto ao sistema de armazenamento dos dejetos, todas as propriedades possuem sistema de esterqueiras, e os dejetos destinados ao uso agrícola com aplicação superficial, parcial ou total em aplicações em lavouras e pastagens. Os animais mortos são incinerados e em uma propriedade existe o sistema de compostagem. Concomitante a

¹⁴ No estado de Santa Catarina cabe a FATMA, através da Instrução Normativa Nº11 a análise e emissão das autorizações ou licenças ambientais.

produção de suínos, ainda produzem gado de leite (92 cabeças), gado de corte (53 cabeças) e de aptidão mista (9 cabeças).

Para conhecimento da pressão exercida pela produção de dejetos e sua concentração geográfica, considerando o plantel suinícola da microbacia do Lajeado Clarimundo, foram quantificados alguns indicadores utilizando dados do projeto SA-SUAVE e seguindo a metodologia de cálculo e referenciais da IN 11 da FATMA. Os resultados estão na tabela 5.

Tabela 5 - Cálculo das pressões exercidas pela produção de suínos na área de estudo

Indicadores	Resultados
Plantel de suínos	5.500 cabeças
Volume de dejetos	38,7 m ³ dia ⁻¹
Consumo de água	66,8 m ³ dia ⁻¹
Área das propriedades com suinocultura	144,26 ha
Área total da microbacia	236,46 ha
Densidade de suínos na microbacia	0,0023 cab. m ²
Área apta das propriedades para disposição dos dejetos	58,7 ha
Excreção equivalente de N nos dejetos	57 t ano ⁻¹
Excreção equivalente de P ₂ O ₅ nos dejetos	33,8 t ano ⁻¹
Cedência de dejetos	179,9 ha

Fonte: Elaborada pela autora a partir de SA-SUAVE (2018) e FATMA (2014).

Considerando o plantel e a área apta para disposição dos dejetos, composta de pastagens e lavoura temporária, com armazenamento dos dejetos em esterqueiras e aplicação de todo o fertilizante orgânico nas áreas agrícolas aptas, foi calculado o número de animais alojáveis em função da demanda anual do nutriente limitante nas áreas agrícolas, sendo o nutriente de referência o P₂O₅, conforme metodologia apresentada em FATMA (2014), considerando doses de P no nível alto de suficiência segundo CQFS-RS/SC (2004). As culturas consideradas foram: ano 1: milho + pastagem inverno; ano 2: milho + pastagem inverno; ano 3: pastagem de verão + pastagem de inverno; ano 4: milho + pastagem de inverno. Nestas condições o número de animais alojáveis seria de 2.679 suínos em sistema de terminação. Entretanto, atualmente existe um plantel de 4.675 cabeças neste sistema, além do restante do rebanho em ciclo completo, UPL e UPD, evidenciando um excedente de dejetos na microbacia.

Contudo, existe a possibilidade de exportação dos dejetos excedentes em áreas de cedência, somando neste caso quase 180 ha em declarações de cedência constantes nas

requisições para o licenciamento ambiental, para distribuição dos dejetos em outras propriedades com área agrícola disponível. Considerando a área apta própria dos produtores de suínos da microbacia, o volume de aplicação dos dejetos seria em torno de $240 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$; e acrescentando a área de cedência, a dosagem ficaria em $59 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

5.1.1 Indicadores

A seguir procedeu-se a seleção dos indicadores relacionados ao sistema, que englobam as propriedades com produção de suínos da microbacia do Lajeado Clarimundo, classificados no quadro do DPSIR, e dispostos no quadro 9. A seleção dos indicadores foi realizada através do questionário aplicado nas propriedades e para a classificação destes indicadores na lógica do DPSIR, as propriedades com produção de suínos foram consideradas o sistema de análise, ou seja, estas propriedades são a delimitação do estudo, onde os drivers, pressões, mudança no estado, os impactos e as respostas incidem e causam mudanças.

Quadro 9 - Componentes e indicadores da produção de suínos na lógica DPSIR na microbacia hidrográfica do Lajeado Clarimundo

Problema	Componentes	Potenciais indicadores	D	P	S	I	R
Dejetos da produção intensiva de suínos	Condições e qualidade de vida dos agricultores	Condição do produtor			■		
		Composição da mão-de-obra			■		
		Atividade remunerada fora da propriedade		■			
		Uso de crédito agrícola		■			
		Produção para autoconsumo			■		
		Nível de preocupação e consciência com os dejetos					■
		Nível de preocupação e consciência com os agrotóxicos					■
		Satisfação em morar no local					■
		Principais problemas					■
		Perspectivas para a família na propriedade					■
		Sucessão familiar					■
		Acesso a internet, computador, celular				■	
		Desestímulo a permanência no campo			■		
		Propriedade rural e utilização do solo	Área própria total (ha)			■	
	Arrendada para terceiros (ha)				■		
	Arrendada de terceiros (ha)				■		
	Área total para distribuição dos dejetos (ha)				■		
	Utilização do solo					■	
	Produção agrícola (t ha ⁻¹)					■	
	Análise do solo						■
	Tipo e quantidade de adubo utilizado					■	
	Produção de suínos	Sistema de produção			■		
		Número de cabeças			■		
		Integradora		■			
		Armazenamento dos dejetos			■		
		Destinação dos dejetos				■	
		Aproveitamento dos dejetos na propriedade (%)				■	
		Cedência de dejetos para terceiros (ha)					■
		Forma de distribuição dos dejetos			■		
		Critérios para aplicação dos dejetos				■	
		Dificuldade no manejo dos dejetos					■
	Destinação dos animais mortos			■			
	Água e ambiente	Licenciamento ambiental			■		
		Origem da água para abastecimento				■	
		Análise da água					■
		Destino dos resíduos sólidos e efluentes domésticos				■	
		Inscrição no CAR			■		
		Percepção sobre qualidade da água do L. Clarimundo					■
		Percepção de odor da produção de suínos					■
		Incidência de borrachudos e moscas					■
Preservação da mata ciliar na propriedade			■				

Fonte: Elaborado pela autora.

5.1.1.1 Drivers

O driver identificado descreve as ações que influenciam diretamente a atividade da produção intensiva de suínos, aqui descrito pelo sistema de produção integrado, ou seja, as agroindústrias e cooperativas integradoras; sendo que todas as propriedades produzem suínos neste sistema. Os contratos de integração se tornaram a principal estrutura de governança nas principais regiões produtoras de suínos do Brasil (MIELI; WAQUIL, 2007).

5.1.1.2 Pressões

As pressões são consequências de atividades humanas que têm potencial para efeitos adversos (impactos) que afetam o sistema e dependem dos drivers; são computados como função dos níveis de atividade e da quantidade de poluição emitido no sistema proveniente da suinocultura.

Aqui os indicadores de pressão evidenciam as pressões no ambiente que são responsáveis por atribuir uma mudança no estado do ambiente:

- a) a área no qual o produtor de suínos tem acesso, incluindo a área própria e a arrendada, somando para computar a área total apta para colocação dos dejetos é uma pressão no sistema, visto que os dejetos precisam de área para sua destinação final;
- b) o sistema de produção, seja terminação, UPL, UPD ou ciclo completo, e o número de cabeças do plantel de suínos, exercem pressões no ambiente em função principalmente do volume dos dejetos;
- c) o armazenamento dos dejetos é uma pressão sobre o sistema, onde é considerado o tipo de armazenamento, as dimensões e o revestimento destes depósitos, além disso a necessidade de atender ao tempo mínimo de armazenamento. Se o suinocultor que utiliza somente o armazenamento dos dejetos, sem tratamento, e não possui área agrícola apta para a aplicação dos dejetos compatível com o volume produzido, deve reduzir o plantel de acordo com a área disponível;
- d) após o período de armazenamento, os dejetos precisam ter uma destinação, e a forma de distribuição dos dejetos no solo também é considerada uma pressão sobre o sistema;
- e) os animais mortos precisam de destinação apropriada, sendo este indicador também uma pressão sobre o sistema;

- f) atualmente existe a obrigatoriedade do registro no CAR (Cadastro Ambiental Rural) para todos os imóveis rurais, o que, portanto, acaba gerando uma pressão sobre o sistema. A preservação da mata ciliar nas propriedades está neste mesmo contexto;
- g) relacionado as condições socioeconômicas e a qualidade de vida das famílias dos agricultores, pode-se citar como pressão no sistema as atividades remuneradas fora da propriedade, uma vez que o sistema produtivo principal (suinocultura) não está comportando o nível de renda esperado;
- h) outra pressão é a necessidade de uso de crédito agrícola, visto que o sistema produtivo não consegue gerar renda suficiente;
- i) os fatores que desestimulam os agricultores a permanecerem na propriedade são uma forma de pressão no sistema, podendo estar relacionado a fatores ligados ao sistema de produção, como renda insuficiente, falta de terra, problemas ambientais, o preço dos insumos, a penosidade do trabalho, as exigências das agroindústrias, dificuldade de acesso a crédito, entre outros;
- j) o licenciamento ambiental é uma pressão exercida no sistema, que engloba o ambiente legal sobre a questão ambiental na suinocultura.

5.1.1.2.1 O licenciamento ambiental

A suinocultura é enquadrada na legislação ambiental como uma atividade com grande potencial de poluição ambiental, e por esta razão existem exigências legais para prevenir e corrigir os efeitos negativos que possam vir a ocorrer no ambiente. O licenciamento pode ser considerado uma forma de controlar atividades humanas que causam pressão e levam a impactos no ambiente.

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) é o órgão consultivo e deliberativo do Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA), previstos pela Lei 6.938/81, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, que além de outras, também compete o licenciamento e a revisão de atividades efetiva ou potencialmente poluidoras (BRASIL, 1981).

A Resolução CONAMA n° 237/1997 em seu artigo 1°, define Licenciamento Ambiental como:

Procedimento administrativo pelo qual o órgão ambiental competente licencia a localização, instalação, ampliação e a operação de empreendimentos e atividades utilizadoras de recursos ambientais, consideradas efetiva ou potencialmente

poluidoras ou daquelas que, sob qualquer forma, possam causar degradação ambiental, considerando as disposições legais e regulamentares e as normas técnicas aplicáveis ao caso (CONAMA nº 237/97, p.1).

Ato administrativo pelo qual o órgão ambiental competente, estabelece as condições, restrições e medidas de controle ambiental que deverão ser obedecidas pelo empreendedor, pessoa física ou jurídica, para localizar, instalar, ampliar e operar empreendimentos ou atividades utilizadoras dos recursos ambientais consideradas efetiva ou potencialmente poluidoras ou aquelas que, sob qualquer forma, possam causar degradação ambiental (CONAMA nº 237/97, p.1).

O artigo nº10 da Lei da Política Nacional do Meio Ambiente, alterado pela Lei Complementar nº 140, de 08 de dezembro de 2011, coloca que:

A construção, instalação, ampliação e funcionamento de estabelecimentos e atividades utilizadoras de recursos ambientais, efetiva ou potencialmente poluidores ou capazes, sob qualquer forma, de causar degradação ambiental dependerão de prévio licenciamento ambiental (BRASIL, 1981, p. 1).

Esta lei tornou obrigatório o licenciamento ambiental para empreendimentos poluidores e estão assim sujeitos a sanções, e punições relacionadas na Lei dos Crimes Ambientais (Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998), que prevê advertências, multas, embargos, paralisação temporária ou definitiva das atividades (BRASIL, 1981, p.1)

A Instrução Normativa Nº11 da FATMA define os procedimentos e a documentação necessária ao licenciamento ambiental da suinocultura no estado de Santa Catarina, que estabelece critérios para apresentação dos planos, programas e projetos ambientais para implantação de atividades relacionadas à suinocultura de pequeno, médio e grande porte, incluindo tratamento de resíduos líquidos, tratamento e disposição de resíduos sólidos, emissões atmosféricas, ruídos e outros passivos ambientais, que segundo a lei nº 14.262/2007 estabelece prazo de validade das licenças ambientais de operação de 4 anos (FATMA, 2014).

Na tabela 6 encontra-se a classificação de porte das atividades de suinocultura, conforme IN 11 da FATMA. O licenciamento ambiental da suinocultura quando caracterizado como porte pequeno é licenciada através de Autorização Ambiental (AuA).

Tabela 6 - Classificação do porte de atividade da suinocultura

Atividade	Porte*
Terminação	500<=CmáxC<=900 pequeno 900<CmáxC<2000 médio CmáxC>=2000 grande
Unidade de produção de leitões -UPL	120<=CmáxM<=360 pequeno 360<CmáxM<800 médio CmáxM>=800 grande
Creche	1200<=CmáxC<=3600 pequeno 3600<CmáxC<8000 médio CmáxC>=8000 grande
Ciclo completo	60<=CmáxM<=100 pequeno 100<CmáxM<230 médio CmáxM>=230 grande

Fonte: FATMA (2014).

*Onde CmáxC é a capacidade máxima de cabeças e CmáxM a capacidade máxima de matrizes.

Para obtenção do licenciamento ambiental da suinocultura, entre outras exigências, a aplicação dos dejetos deve seguir as recomendações agrônomicas vigentes e estabelecidas pelo Manual de Adubação e de Calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (CQFS-RS/SC, 2004) e suas atualizações, com taxas de aplicação determinadas em função da análise de solo; e o cumprimento das recomendações técnicas de dimensionamento do sistema de armazenamento de dejetos.

Na lógica do DPSIR aplicado no sistema que envolve as propriedades com produção de suínos o licenciamento ambiental é uma pressão, sendo obrigatória a obtenção do licenciamento ambiental para a instalação, ampliação e operação da atividade de suinocultura. O quadro 10 apresenta os principais indicadores selecionados da IN 11 da FATMA referentes ao licenciamento ambiental para a suinocultura, considerando o porte das criações das propriedades da microbacia do Lajeado Clarimundo. Neste caso, todo o esforço é realizado no sentido de prevenir e mitigar impactos que a produção de suínos possa vir causar no ambiente, visto que é classificada como uma atividade alto grau poluidor.

Quadro 10 - Indicadores de pressão do licenciamento ambiental da suinocultura

Problema	Potenciais indicadores de pressão (P)
Produção intensiva de suínos	<ul style="list-style-type: none"> • Condição do produtor • Área própria (ha) • Área arrendada (ha) • Área cedida (ha) • Área total para distribuição dos dejetos (ha) • Contrato de cedência de dejetos para terceiros (ha) • Utilização do solo • Sistema de produção de suínos • Número de cabeças • Volume de dejetos líquidos ($m^3 \text{ ano}^{-1}$) • Armazenamento de dejetos (m^3) • Coleta da água da chuva • Distâncias mínimas das áreas de criação e a armazenamento • Condições de higiene das instalações • Destinação de animais mortos • Destinação de resíduos sólidos • Aplicação de fertilizante orgânico de dejetos no solo • Dose de aplicação de dejetos baseado em P ($kg P_2O_5$) • Qualidade do solo em áreas de aplicação de dejetos (P, Zn, Cu)

Fonte: Elaborado pela autora.

Restrições nas legislações relacionadas ao manejo dos dejetos animais e emissão de gases por esses resíduos são importantes para o controle ambiental desta atividade, conservando recursos ambientais em quantidade e qualidade, acompanhando o rápido desenvolvimento tecnológico e o crescimento da produção. O foco continua sendo a proteção e a recuperação, mas percebe-se a importância de maior enfoque na prevenção e mitigação dos riscos ambientais.

5.1.1.3 Estado

O estado descreve a qualidade e as condições do ambiente do sistema, ou seja, que são resultantes das pressões na área:

- a) os indicadores de estado como a utilização do solo referem-se ao conjunto de atividades desenvolvidas na área própria ou arrendada de cada agricultor. Cabe salientar que o sistema em questão permite conciliar o desenvolvimento de outros sistemas produtivos,

como produção agrícola, tais como milho, soja, feijão, e também produção para autoconsumo da família;

- b) reportando a produção de suínos, a destinação dos dejetos como fertilizante orgânico em lavouras e pastagens é uma condição de estado dada pelo sistema, assim como o percentual do volume de dejetos que é utilizado como fertilizante na propriedade. Neste sentido, os critérios adotados, sejam através de análise do solo, dosagem máxima por hectare por ano para aplicação dos dejetos em lavouras e pastagens, também se torna um indicador de estado;
- c) a origem da água para abastecimento da produção de suínos é condição de estado dada pelo sistema;
- d) os resíduos sólidos e efluentes domésticos precisam de destinação adequada nas propriedades, e podem ser condicionadas pelo estado do sistema;
- e) quanto as condições socioeconômicas e a qualidade de vida das famílias dos agricultores, incluem-se como indicadores de estado a condição do agricultor referente a propriedade da terra, e neste caso, todos são proprietários e residentes no local. Neste sentido, a composição da mão-de-obra predominante é a familiar, condicionada pelo estado do sistema; assim como ocorre com o acesso à internet, computador e celular na propriedade.

5.1.1.4 Impactos

Derivado da modificação do estado, os impactos incluem impactos socioeconômicos da degradação ambiental; descreve as alterações das condições ambientais, adversas ou benéficas, causadas ou induzidas pela produção intensiva de suínos no sistema:

- a) um indicador de impacto relacionado no estudo é a necessidade de realização de análise do solo nas áreas de aplicação dos dejetos para saber quanto fertilizante orgânico de dejetos ou de fertilizante mineral pode ser adicionado no solo, em função da degradação física e química do solo. O impacto ambiental ocasionado pelos dejetos é decorrente da utilização do insumo em grande quantidade e por um longo período de tempo, ocasionando excessivo acúmulo de nutrientes no solo (BURTON, 1997); assim como com a necessidade de realizar análise da água;
- b) quando o sistema não comporta o volume de dejetos produzidos em função da disponibilidade de área é imprescindível firmar contratos de cedência em áreas de

terceiros para colocação dos dejetos, que se constitui num indicador de impacto, pois o sistema não está comportando os dejetos que está produzindo e precisa exportá-los;

- c) os principais problemas, tais como atendimento a saúde, educação de qualidade, problemas ambientais, infraestrutura, renda, assistência técnica, saneamento, lazer, entre outros, podem ser considerados um impacto do sistema, visto que este não consegue suprir todas estas necessidades.

5.1.1.5 Respostas

Assim, surgem as respostas na tentativa de prevenir, compensar, melhorar ou se adaptar às mudanças no estado do ambiente do sistema:

- a) o nível de preocupação e consciência dos agricultores em relação aos dejetos e ao uso de agrotóxicos é uma resposta a mudança de estado do sistema;
- b) a satisfação das pessoas em continuar vivendo na propriedade também é uma resposta ao sistema. Seguindo nesta lógica, a intenção e as perspectivas em continuar na atividade de produção de suínos são uma resposta que mostra ao sistema o grau de satisfação em continuar na atividade; assim como a existência de sucessão familiar;
- c) sobre os dejetos, as dificuldades no manejo podem ser uma resposta ao sistema, por exemplo em função do volume e do local para colocação dos dejetos;
- d) quanto a percepção de odor desagradável das criações de suínos, e da incidência de borrachudos e moscas, são uma resposta a mudança de estado do ambiente, assim como a percepção sobre a qualidade da água do Lajeado Clarimundo;
- e) o indicador tipo e quantidade de adubo utilizado em cada cultura na produção agrícola pode ser considerado uma resposta negativa do sistema, pois decorrente das condições do solo é necessário introduzir mais fertilizante no sistema, seja orgânico ou químico.

5.1.2 Serviços ecossistêmicos

Após a seleção dos indicadores no quadro DPSIR o próximo passo é a classificação dos serviços do ecossistema para serem posteriormente identificados na estrutura conceitual. O resultado encontra-se no quadro 11.

De forma resumida, através do entendimento do que foi exposto na revisão de literatura, a estrutura conceitual vincula os sistemas socioeconômicos com os recursos ambientais através do fluxo de serviços ecossistêmicos e através das mudanças que os afetam, como consequência

da utilização dos serviços ou como impactos indiretos decorrentes da produção de suínos. As funções do ecossistema são definidas como a capacidade ou o potencial para fornecer serviços ecossistêmicos, e, portanto, os serviços do ecossistema são derivados das funções do ecossistema e representam o fluxo de serviços realizado para o qual existe demanda. As pessoas se beneficiam dos ecossistemas (bens e serviços), e o bem-estar humano é o principal objetivo da gestão dos sistemas socioeconômicos. O foco nos benefícios implica que os serviços ecossistêmicos estão abertos à avaliação econômica, entretanto nem todos os benefícios podem ser medidos em termos monetários. O driver que induz mudanças afeta os ecossistemas; as políticas e regulamentações, tais como o licenciamento ambiental, e ações de gerenciamento visam intervir nos fatores que levam a essas mudanças para alcançar um estado ótimo desejado no sistema. O ecossistema precisa estar em bom estado para fornecer benefícios e para isso pode ser necessário que ocorram investimentos que irão influenciar os ecossistemas de forma a melhorar a prestação de um determinado serviço. A produção de carne suína ocorre muitas vezes ao custo de outros serviços que os ecossistemas estão ou poderiam estar fornecendo (por exemplo, serviços de regulação) ou ao custo do estado dos ecossistemas.

Quadro 11 - Classificação dos serviços ecossistêmicos no quadro DPSIR

Driver	Pressão	Estado	Impactos no sistema	Impactos nos serviços ecossistêmicos	Exemplo de bens e benefícios
Integradora	Atividade remunerada fora da propriedade	Condição do produtor	Principais problemas: qualidade ambiental, infraestrutura local, renda, lazer, saúde, educação	Análise do solo	-Manutenção da qualidade do solo e, portanto, capacidade do solo para uso humano.
	Uso de crédito agrícola	Composição da mão-de-obra			
	Desestimulo a permanência no campo	Produção para autoconsumo			
	Área própria total (ha)	Acesso a internet, computador, celular	Análise do solo	Análise da água	- Redução de custos dos danos de escoamento de nutrientes no ambiente
	Arrendada para terceiros (ha)	Utilização do solo	Cedência de dejetos para terceiros (ha)	Cedência de dejetos para terceiros (ha)	-Uso como fertilizante orgânico e produção de energia (biogás)
	Arrendada de terceiros (ha)	Produção agrícola (t ha ⁻¹)			
	Área total para distribuição dos dejetos (ha)	Destinação dos dejetos			
	Sistema de produção	Aproveitamento dos dejetos na propriedade (%)			
	Número de cabeças	Critérios para aplicação dos dejetos			
	Armazenamento dos dejetos	Origem da água para abastecimento			
	Forma de distribuição dos dejetos	Destino dos resíduos sólidos e efluentes domésticos			
	Destinação dos animais mortos				
	Licenciamento ambiental				
	Inscrição no CAR				
Preservação da mata ciliar na propriedade					

Fonte: Elaborado pela autora.

Legenda:

Serviço ecossistêmico de regulação e manutenção
Serviço ecossistêmico de provisão

Como os impactos ocorrem através de mudanças nos serviços ecossistêmicos, conforme Kelble et al. (2013) e Elliott (2014), encontram-se relacionados ao componente impacto no quadro DPSIR. Os serviços ecossistêmicos identificados são:

- a) serviços de regulação: análise de solo e análise de água. Aqui estes indicadores estão relacionados a qualidade ambiental do solo e da água no sistema, afetados pelos dejetos dispostos sem controle no ambiente;
- b) serviços de provisão: o indicador cedência de dejetos para terceiros é classificado como uma forma de provisão de fertilizante orgânico e também com possibilidade de produção de energia através do biogás.

Muitas vezes ingerências no sistema reduzem a capacidade dos serviços de regulação, entretanto, a regulação do ambiente está ligada a uma menor incidência de impactos negativos, isso significa que um ambiente com serviços de regulação eficiente reduz e mitiga possíveis impactos resultantes das pressões incidentes neste ambiente. Ou seja, boas condições ambientais no sistema indicam um ecossistema mais equilibrado e resiliente que presta mais serviços e mantém a capacidade de fornecê-los para o futuro.

5.1.3 Construção da estrutura conceitual

A última etapa na construção da estrutura conceitual do estudo de caso é o estabelecimento da rede causal, onde os indicadores são organizados em um gráfico direcional e são mapeadas as inter-relações entre os indicadores do DPSIR e os serviços ecossistêmicos identificados.

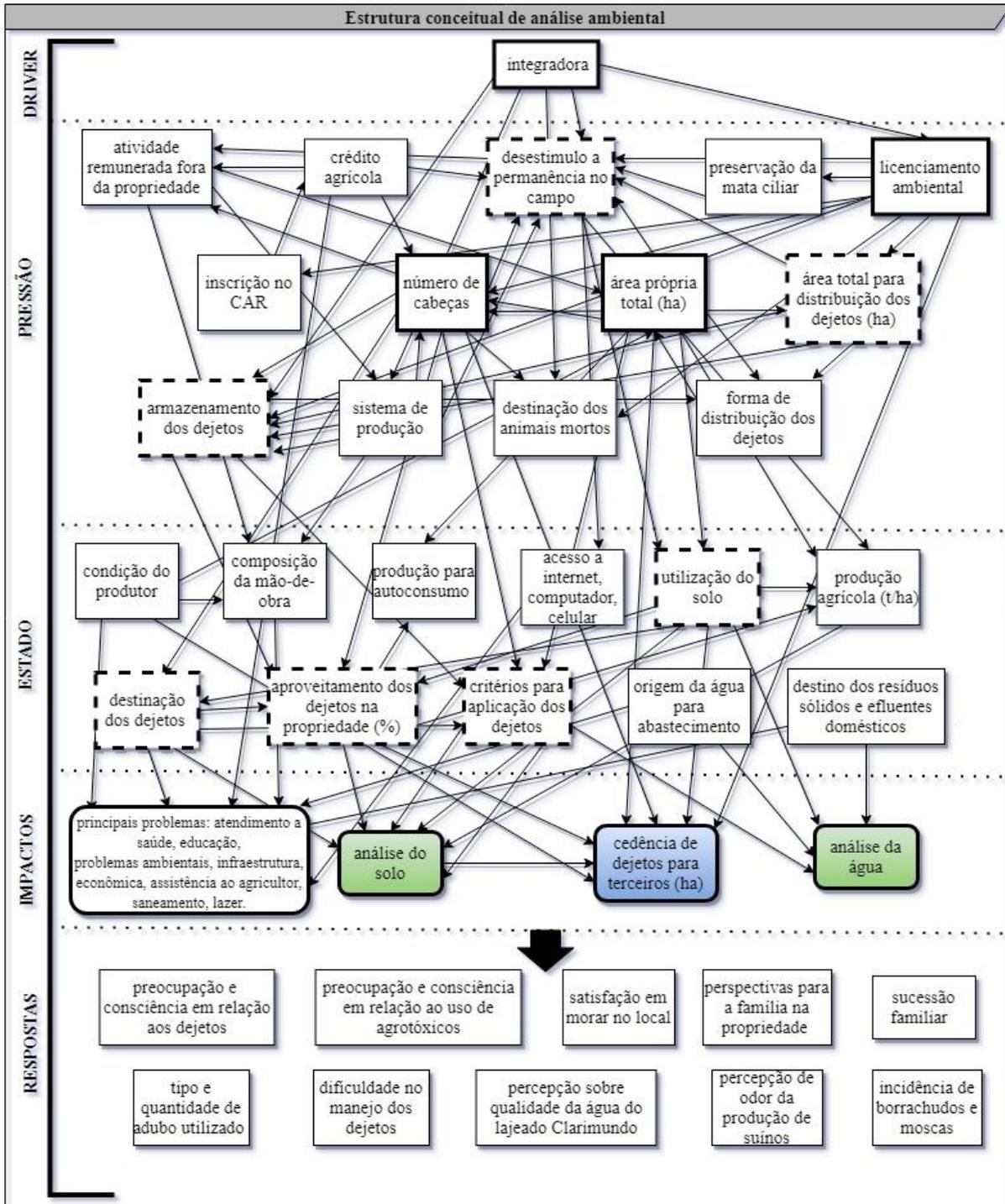
A metodologia empregada na estrutura conceitual mostra como o sistema num todo afeta o estado, seus serviços e o bem-estar humano, através dos impactos. Os impactos no sistema causados pelo volume de dejetos da produção de suínos abrangem mudanças no fornecimento de serviços do ecossistema e no sistema socioeconômico (MÜLLER; BURKHARD, 2012), identificados na figura 11.

A estrutura conceitual aplicada ao estudo de caso auxiliou na identificação dos principais fatores que estão afetando o sistema e quais os passos intermediários que estão entre os indicadores, sendo importante para estabelecer funções de resposta.

Existe uma certa sobreposição na construção das redes causais, uma vez que muitas das cadeias causais das quais as redes são compostas baseiam-se em relações ambientais, econômicas, sociais e políticas. Outro aspecto é como diferentes questões interagem e, como várias pressões podem causar as mesmas mudanças no impacto ambiental.

A intensificação da produção de suínos é o fator chave que determina a pressão da produção animal no ambiente (HAAN; BLACKBURN, 2005). O plantel de suínos (número de cabeças) através do volume de dejetos produzidos é reconhecido como a interface de pressão, e é através do qual o driver exerce pressões sobre o ambiente, ou seja, as pressões são mecanismos através dos quais um driver tem um efeito sobre o ambiente (GÓMEZ et al., 2016a). É na interface de pressão que a tradução ocorre, desde o driver até as pressões e, portanto, o local onde, através da gestão, pode-se influenciar o grau e a forma como o driver desencadeia problemas ambientais; contudo, o driver pode ter efeito menor ou maior no ambiente dependendo do que está acontecendo na interface de pressão.

Figura 11 - Estrutura conceitual aplicada no estudo de caso



Fonte: Elaborado pela autora.

Legenda

- A seta mostra o link, a direção e o efeito de um nó ao outro.
- nó raiz** Os nós raiz são os nós que têm muitos arcos de saída, e consequentemente podem ser a fonte de múltiplos efeitos.
- nó central** Nós centrais são aqueles nós que têm muitos arcos entrantes e saíntes, e são influenciados por um número de fatores que podem ser a fonte de múltiplos efeitos.
- nó de final de cadeia** Nós de final de cadeia geralmente possuem arcos de entrada múltiplos e onde os efeitos podem se tornar visíveis.
- Serviço ecossistêmico de regulação e manutenção**
- Serviço ecossistêmico de provisão**

O uso da rede causal permite distinguir os nós fundamentais das redes propostas. Usando este conceito é possível identificar pontos de controle e os principais indicadores associados que podem servir para monitorar e gerenciar a sustentabilidade do sistema em estudo.

Os nós de raiz têm muitos arcos de saída e os indicadores associados fornecem informações sobre a fonte dos diversos problemas ambientais (NIEMEIJER; DE GROOT, 2008a). Assim sendo, os nós raiz identificados na estrutura conceitual são a integradora que é o driver no sistema; o licenciamento ambiental, número de cabeças (plantel de suínos) e a área própria total (ha) correspondentes a pressão.

O segundo grupo inclui nós centrais que têm muitos arcos entrantes e saíntes e os indicadores associados são influenciados por vários fatores e também estão na raiz de múltiplos problemas ambientais (NIEMEIJER; DE GROOT, 2008a). Os nós centrais identificados correspondem aos indicadores de desestímulo a permanência no campo, área total para distribuição dos dejetos (ha) e armazenamento dos dejetos classificados como pressão; como indicadores de estado a utilização do solo, destino dos dejetos, aproveitamento dos dejetos na propriedade (%) e critérios para aplicação dos dejetos.

Os nós centrais juntamente com os nós de fim de cadeia possuem indicadores associados que fornecem a avaliação do impacto de múltiplos processos ao mesmo tempo, sendo este particularmente considerado como uma característica para os nós de fim de cadeia que possuem múltiplos arcos de entrada e estão localizados no final da cadeia de causa e efeito (NIEMEIJER; DE GROOT, 2008a). Os nós de final de cadeia são geralmente indicadores de impacto, que correspondem, em parte, aos serviços ecossistêmicos afetados: análise do solo e da água e a cedência de dejetos para terceiros, além dos principais problemas enfrentados pelos agricultores (atendimento à saúde, educação, problemas ambientais, infraestrutura, econômica, assistência ao agricultor, saneamento, lazer).

As respostas na estrutura conceitual correspondem ao retorno dado pelo sistema em função do que está acontecendo na interface de pressão, como ações sociais que evitam, compensam, mitigam, ou se adaptam aos impactos.

Na estrutura conceitual as pressões são resultado de atividades que resultam em uma mudança no estado do ambiente que podem impactar o bem-estar humano. Estas pressões foram identificadas através dos nós fundamentais: número de cabeças (plantel de suínos), área própria total (ha), desestímulo a permanência no campo, área total para distribuição dos dejetos (ha) e armazenamento dos dejetos. E entender como o estado muda em resposta às atividades humanas e suas pressões resultantes: a utilização do solo, destino dos dejetos, aproveitamento dos dejetos

na propriedade (%) e critérios para aplicação dos dejetos, requer esta base conceitual que conecta as causas e consequências dessa mudança (BORJA et al., 2016). A mudança no estado do ecossistema pode levar a mudanças na oferta de serviços ecossistêmicos e, portanto, nos serviços e benefícios para a sociedade que podem ser obtidos, ao mesmo tempo comprometendo a preservação dos próprios ecossistemas (GÓMEZ et al., 2016a), como a poluição do solo e da água pelos dejetos da produção intensiva de suínos.

Estes resultados evidenciam como o driver exerce pressões que tem impacto sobre os serviços ecossistêmicos, de modo que a provisão e a regulação podem ser afetados no sistema. A consideração do estado dinâmico por meio de levantamento de informações sobre mudança de uso da terra, revisão da literatura relacionada, julgamentos de especialistas, facilitaria uma série de respostas e um plano de ação para o gerenciamento da área de estudo.

5.1.4 Síntese da seção

A aplicação da estrutura conceitual foi usada para organizar informações ambientais, socioeconômicas e relacionamentos entre os indicadores das atividades humano-ambientais relacionados aos dejetos da produção de suínos, e o conjunto de serviços ecossistêmicos, identificando o driver que exerce pressões na área de análise, implicando na provisão de bens e serviços ecossistêmicos e na sua regulação. Devido a estes estados em mudança identificados na estrutura, surgem respostas do próprio sistema em relação aos impactos dos dejetos.

A estrutura conceitual de análise ambiental aplicada em uma realidade empírica, considerando as propriedades com produção de suínos o sistema de análise, apresenta múltiplos benefícios, tais como na disponibilização de mais detalhes sobre a complexidade de relações de causa e efeito, incluindo questões transversais e intersetoriais; e na identificação dos principais indicadores relacionados a questão dos dejetos e a interação com o ambiente, que pode auxiliar no gerenciamento da sustentabilidade do sistema e nas decisões de gestão.

6 CONCLUSÕES

A principal intenção nesta tese foi desenvolver uma estrutura conceitual com condições de aplicação na realidade empírica, considerando um sistema com seus elementos em interação como referência de análise.

Nesta tese, argumentou-se que o uso do DPSIR é essencial na organização de indicadores em categorias, facilitando a comunicação e estabelecendo uma abordagem para avaliações em diferentes setores num sistema, conectando em termos de causalidade indicadores de drivers, pressões, estado, impacto e resposta para cada questão ambiental ou setor econômico. Mas como um sistema é muito mais complexo que simples relações de causa e efeito, foi proposta uma estrutura com base no DPSIR, que através da interação e inclusão de diferentes cadeias de causa e efeito é adaptável a mudanças. Nesta nova estrutura conceitual foi possível agregar abordagens, como de rede causal e de serviços ecossistêmicos; estabelecendo uma vinculação lógica entre os seus componentes, incluindo assim um potencial de percepções ambientais bem como mudanças no sistema socioeconômico do sistema. Para integrar o envolvimento humano e a consequente adaptação às mudanças ambientais, os serviços ecossistêmicos foram integrados na estrutura conceitual, com objetivo de capturar de forma mais abrangente a complexidade dos problemas ambientais

A abordagem da estrutura conceitual auxilia a lidar com a temática dos dejetos da produção intensiva de animais, tais como na produção de suínos, nas questões ambientais e socioeconômicas com enfoque intersetorial; subsidia a construção de indicadores mais focados e facilitam a identificação de pontos críticos de controle para monitoramento e gerenciamento da sustentabilidade do sistema; auxilia na busca de respostas mais precisas e adequadas; além de identificar os fatores de impacto no modelo DPSIR que incluem os serviços do ecossistema.

A estrutura conceitual integrando DPSIR, rede causal e serviços ecossistêmicos para análise ambiental dos dejetos na produção intensiva de animais aborda as complexidades reais, examinando redes causais em que as múltiplas cadeias causais interagem e interconectam, com identificação dos nós fundamentais dentro da rede causal e revelando as interações entre múltiplos indicadores. Contudo, traz em si limitações, visto que se constitui em uma tentativa de aproximação e explicação da realidade das relações humano ambientais que podem ser muito complexas, e onde não é possível abranger a totalidade da realidade.

A estrutura conceitual mostra as atividades humano-ambientais e como as mudanças adversas percebidas ocorrem, suas causas e consequências e os métodos de resposta a elas. A aplicação da estrutura conceitual num sistema composto por propriedades da microbacia

hidrográfica com produção de suínos identificou o driver, as principais pressões e os impactos do sistema estudado que afetam os serviços ecossistêmicos de provisão e regulação. A ocorrência de acumulação de dejetos no sistema resulta em impactos, principalmente no solo e água, e o sistema corre o risco de reduzir ou não prestar estes serviços ecossistêmicos, a menos que sejam criadas respostas adequadas para controlar os efeitos adversos do driver e pressões sobre o sistema.

O driver que atua sobre o sistema e induz a impactos negativos precisa desenvolver respostas, pela necessidade de se adaptar a uma oferta mais restrita e mais incerta de serviços ecossistêmicos. A sustentabilidade do sistema depende de adaptações como mudanças tecnológicas, mudanças no comportamento humano e na recuperação dos serviços ecossistêmicos. A estrutura conceitual pode informar estas adaptações construindo uma visão ou percepção das condições sociais, econômicas, e ambientais para apoiar a tomada de decisão.

Os sistemas intensivos de produção animal acumulam um volume considerável de dejetos que possuem potencial para produção de energia renovável, através do biogás. O biogás é uma resposta para o sistema que precisa ser considerado. Além da relevância na compreensão dos impactos das decisões e ações sobre o ambiente, o entendimento do biogás nos serviços ecossistêmicos é interessante para entender como o ambiente é afetado e a capacidade de continuar fornecendo os serviços de que a sociedade depende. Ademais, o enquadramento do biogás nos serviços do ecossistema mostra de forma sistemática as contribuições ao ecossistema e para o bem-estar humano. Estes fatos podem ajudar na sensibilização dos decisores políticos e agricultores para a importância do tratamento dos dejetos e geração de energia renovável através do biogás.

A importância do estabelecimento de uma rede de causas e efeitos das ações antrópicas e de indicadores que representem a condição do ambiente, advém principalmente do reconhecimento dos impactos e da possibilidade de adoção de medidas que promovam a qualidade ambiental como forma de continuidade dos serviços ecossistêmicos. Assim, a metodologia desta estrutura conceitual de análise ambiental contribui para a seleção de indicadores e dos serviços ecossistêmicos envolvidos, que podem auxiliar no monitoramento e gerenciamento da sustentabilidade, fornecendo subsídios para políticas ambientais mais adequadas, obtidas a partir de indicadores que reflitam as condições locais.

REFERÊNCIAS

- AARNINK, A., J. A. **Ammonia emission from houses for growing pigs as affected by pen design, indoor climate and behavior**. 175p. Tese (Agricultural Engineering and Physics) - Landbouwniversiteit Wageningen, Wageningen, The Netherlands, 1997.
- ABUNGE, C.; COULTHARD, S.; DAW, T. M. Connecting marine ecosystem services to human well-being: Insights from participatory well-being assessment in Kenya. **Ambio**, Stockholm, v. 42, n. 8, p. 1010-1021, nov. 2013. DOI: 10.1007/s13280-013-0456-9.
- AGUIRRE-VILLEGAS, H. A.; LARSON, R.; REINEMANN, D. J. From waste-to-worth: energy, emissions, and nutrient implications of manure processing pathways. **Biofuels, Bioproducts and Biorefining**, v. 8, p. 770–793. 2014. DOI: 0.1002/bbb.1496.
- ANDRADE, D. C. **Modelagem e valoração de serviços ecossistêmicos: uma contribuição da economia ecológica**. 261 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Econômico)- Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2010.
- APPELS, L. et al. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. **Progress in Energy and Combustion Science**, Heverlee, v. 34, n. 6, p.755-781, dez., 2008. DOI: 10.1016/j.peccs.2008.06.002.
- ARODUDU, O. T.; VOINOV, A.; VAN DUREN, I. Assessing bioenergy potentials in rural areas. **Biomass Bioenergy**, Porto, v. 58, p. 350–64. 2013. DOI: 10.1016/j.biombioe.2013.07.020.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR ISO 14.040**. Gestão Ambiental – Avaliação de Ciclo de Vida – Princípios e estrutura. Rio de Janeiro. 2009.
- ATKINS, J. P. et al. Management of the marine environment: Integrating ecosystem services and societal benefits with the DPSIR framework in a systems approach. **Marine Pollution Bulletin**, Bethesda MD, v. 62, p. 215-226, fev. 2011. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2010.12.012.
- BANZHAF, S.; BOYD, J. The Architecture, and Measurement of an Ecosystem Service Index. Discussion Paper, Resources for the Future DP 05–22. 2005. Disponível em:<http://www.rff.org/files/sharepoint/WorkImages/Download/RFF-DP-05-22.pdf>. Acesso em: 7 fev. 2018.
- BARREIRA, P. **Biodigestores: energia, fertilidade e saneamento para a zona rural**. 3. ed. São Paulo: Ed. Ícone, 2011. 106 p.
- BASTIAN, O.; HAASE, D.; GRUNEWALD, K. Ecosystem properties, potentials and services – the EPPS conceptual framework and an urban application example **Ecological Indicators**, v. 21, p. 7-16, 2012. DOI:10.1016/j.ecolind.2011.03.014.
- BATEMAN, I. J. et al. Economic analysis for ecosystem service assessments. **Environmental and Resource Economics**, v. 48, p. 177–218, out. 2011. DOI: 10.1007/s10640-010-9418-x.

- BAUMGÄRTNER, S. et al. The concept of joint production and ecological economics. **Ecological Economics**, v. 36, p. 365–372, mar. 2001. DOI:10.1016/S0921-8009(00)00260-3.
- BERGER, A.R.; HODGE, R.A. Natural change in the environment: a challenge to the pressure-state-response concept. **Social Indicators Research**, v. 44, p. 255–265, 1998. DOI: 10.1023/A:1006888532080.
- BERNDES, G.; HOOGWIJKB, M.; VAN DEN BROEK, R. The contribution of biomass in the future global energy supply: a review of 17 studies. **Biomass Bioenergy**, v. 25, p. 1–28, 2003. DOI: 10.1016/S0961-9534(02)00185-X.
- BILGILI, F.; OZTURK, I. Biomass energy and economic growth nexus in G7 countries: Evidence from dynamic panel data. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 49, p. 132–138, set. 2015. DOI: 10.1016/j.rser.2015.04.098.
- BINDER, C. R.; FEOLA, G.; STEINBERGER, J.K. Considering the normative, systemic and procedural dimensions in indicator-based sustainability assessments in agriculture. **Environ Impact Asses**, v. 30, p.71–81, fev. 2010. DOI: 10.1016/j.eiar.2009.06.002.
- BJÖRKLUND, J.; LIMBURG, K.E.; RYDBERG, T. Impact of production intensity on the ability of the agricultural landscape to generate ecosystem services: an example from Sweden. **Ecological Economics**, v. 29, p. 269–291, maio, 1999. DOI: 10.1016/S0921-8009(99)00014-2.
- BOCKSTALLER, C. et al. Comparison of methods to assess the sustainability of agricultural systems. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 29, n. 1, p. 223-235, 2009. DOI:10.1051/agro:2008058.
- BORJA A., et al. Overview of Integrative Assessment of Marine Systems: The Ecosystem Approach in Practice. **Marine Ecosystem Ecology**, v. 3, n. 20, p. 1-20, mar. 2016. DOI: 10.3389/fmars.2016.00020.
- BÖRJESSON, P.; BERGLUND, M. Environmental systems analysis of biogas systems – Part 1: Fuel-cycle emissions. **Biomass Bioenergy**, v. 30, p. 469–485, 2006. DOI: 10.1016/j.biombioe.2005.11.014.
- BOS, J. F. F. P.; DE WIT, J. Livestock - environment interactions. In: BOS, J. F. F. P.; DE WIT, J. **Environmental Impact Assessment of Landless Monogastric Livestock Production Systems**. International Agriculture Centre, Wageningen, 1996. cap. 3. Disponível em: < <http://www.fao.org/docrep/004/x6110e/x6110e00.htm#Contents>>. Acesso em: 17 jan. 2018.
- BOWEN, R. E.; RILEY, C. Socio-economic indicators and integrated coastal management. **Ocean and Coastal Management**, v.46, n.3-4, p.299–312, dez. 2003. DOI: 10.1016/S0964-5691(03)00008-5.
- BOYD, J.; BANZHAF, S. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. **Ecological Economics**, v. 63, p. 616–626, nov. 2007. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2007.01.002.

- BOUWMAN, A. F.; BOUMANS, L. J. M.; BATJES, N. H. Estimation of global NH₃ volatilization loss from synthetic fertilizers and animal manure applied to arable lands and grasslands. **Global Biogeochem Cycles**, v.16, p.1024, jun. 2002. DOI: 10.1029/2000GB001389.
- BRABAND, D.; GEIER, U.; KÖPKE, U. Bio-resource evaluation within agri-environmental assessment tools in different European countries. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 98, p. 423–434, set. 2003. DOI: 10.1016/S0167-8809(03)00101-4.
- BRASIL. Resolução nº 1, de 23 janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para o Relatório de Impacto Ambiental – RIMA. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 17 fev. 1986, Seção 1, p. 2548-2549.
- BRASIL. **Lei nº 6.938**, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília, 1981. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=313>>. Acesso em: 18 abr. 2018.
- BUHRING, G. M. B.; SILVEIRA, V. C. P. O biogás e a produção de suínos do sul do Brasil. **Revista Brasileira de Energia Renováveis**, Curitiba, v. 5, p. 222-237, 2016. DOI:10.5380/rber.v5i2.43546.
- BUHRING, G. M. B.; SILVEIRA, V. C. P. Biogas originated from residual biomass in ecosystem services. **Revista Ambiente & Água**, v. 13, n. 4, 2018. DOI: 10.4136/ambiente.2214.
- BURKHARD, B. et al. Mapping supply, demand and budgets of ecosystem services. **Ecological Indicator**, v. 21, p. 17–29, out. 2012a. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.06.019.
- BURKHARD, B. et al. Solutions for sustaining natural capital and ecosystem services. **Ecological Indicators**, v.21, p.1–6, 2012b. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.03.008.
- BURKHARD, B.; MÜLLER, F. Drivers-Pressure-State-Impact-Response. **Ecological indicators**, v.2, p.967–970, nov. 2008. DOI: 10.1016/B978-008045405-4.00129-4.
- BURTON, C. H. **Manure management; treatment and strategies for sustainable agriculture**. Wrest Park: Silsoe Research Institute, 1997. 181 p.
- CAPOANE, V. et al. Transferência de nitrogênio e fósforo para águas superficiais em uma bacia hidrográfica com agricultura e produção pecuária intensiva no Sul do Brasil. **Ciencia Rural**, Santa Maria, v. 45, n. 4, p. 647-650, abr. 2015. DOI: 10.1590/0103-8478cr20140738.
- CARPENTER, S. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorous and nitrogen. **Issues in Ecology**, Washington, n. 3, 1998. Disponível em: <<https://www.esa.org/esa/wp-content/uploads/2013/03/issue3.pdf>>. Acesso em: 03 dez. 2017.
- CARPENTER, S. R. et al. Science for managing ecosystem services: beyond the Millennium Ecosystem Assessment. **PNAS**, Cambridge, v. 106, p. 1305–1312, nov. 2009. DOI: 0.1073/pnas.0808772106.

CARR, E. R. et al. Applying DPSIR to sustainable development. **International Journal of Sustainable Development & World Ecology**, v. 14, p. 543–555, dez. 2007. DOI: 10.1080/13504500709469753.

CHERUBINI F.; STRØMMAN, A.H. Life cycle assessment of bioenergy systems: state of the art and future challenges. **Bioresource Technology**, Bethesda, v. 102, p. 437–451, jan. 2011. DOI: 10.1016/j.biortech.2010.08.010.

COLLINS SL, et al. An integrated conceptual framework for long-term social-ecological research. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 9, p. 351–357, nov. 2010. DOI: 10.1890/100068.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – CQFS RS/SC. **Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 10.ed. Porto Alegre, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2004. 400p.

CONAMA. Resolução 237, de 19 de dezembro de 1997. Dispõe sobre a revisão e complementação dos procedimentos e critérios utilizados para o licenciamento ambiental. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 22 dez. 1997. Seção 1, p. 30841-30843. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=237>>. Acesso em: 18 fev. 2018.

COPELAND, C. **Animal Waste and Water Quality: EPA Regulation of Concentrated Animal Feeding Operations (CAFOs)**. Congressional Research Service. 2010. Disponível em: < <http://nationalaglawcenter.org/wp-content/uploads/assets/crs/RL31851.pdf>>. Acesso em: 03 maio 2017.

COSTANZA, R. et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, London, v. 387, n. 6630, p. 253–260, maio, 1997. DOI: 10.1038/387253a0.

CRESWELL, J. W. **Projeto de Pesquisa: métodos qualitativos, quantitativo e misto**. 3. ed. Porto Alegre: Artmed, 2010. 296 p.

DALE, V.H.; BEYELER, S.C. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecological Indicators**, v. 1, n. 1, p. 3–10, ago. 2001. DOI: 10.1016/S1470-160X(01)00003-6.

DALE, V.H.; POLASKY, S. Measures of the effects of agricultural practices on ecosystem services. **Ecological Economics**, v.64, n.2, p. 286–296, dez. 2007. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2007.05.009.

DASGUPTA, P. S.; EHRLICH, P. R. Pervasive externalities at the population, consumption, and environment nexus. **Science**, v. 340, n. 6130, p. 324-328, 2013. DOI: 10.1126/science.1224664.

DE GROOT, R. S. et al. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. **Ecological Complexity**, v. 7, n. 3, p. 260–272, abr. 2010a. DOI: 10.1016/j.ecocom.2009.10.006.

DE GROOT, R. S. et al. Integrating the ecological and economic dimension in biodiversity

and ecosystem service valuation. In: KUMAR, P. (Ed.). **The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations**. London and Washington: Earthscan, 2010b. cap. 1, p. 11–40.

DE GROOT, R. S. **Functions of Nature**. 1. ed. Amsterdam: Wolters-Noordhoff, 1992. 315p.

DE GROOT, R. S.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 41, n. 3, p. 393-408, jun. 2002. DOI: 10.1016/S0921-8009(02)00089-7.

DE HAAN, C.; BLACKBURN, H. The balance between livestock and the environment. Invited paper to be presented at the Eighth Congress of Institutes of Tropical Animal Health and Production at Berlin, Germany, 1995. Disponível em: <<http://siteresources.worldbank.org/INTARD/843432-1111149860300/20434407/TheBalanceBetweenLivestock.pdf>>. Acesso em: 15 jun. 2017.

DE HAAN, C.; STEINFELD, H.; BLACKBURN, H. **Livestock & the Environment: finding a balance**. Brussels: European Commission Directorate-General for Development, Development Policy Sustainable Development and Natural Resources, 1997. 115 p. Disponível em: <<http://www.fao.org/ag/againfo/resources/documents/Lxehtml/tech/index.htm>> Acesso em: 06 set. 2017.

DE WIT, J. et al. Animal manure: asset or liability? **World Animal Review**, v. 88, p. 30-37. 1997. Disponível em: <www.fao.org/docrep/w5256t/W5256t05.htm>. Acesso em: 16 jun. 2017.

DILLON, E. J.; HENNESSY, T.; HYNES, S. Assessing the sustainability of Irish Agriculture. **International Journal of Agricultural Sustainability**, v. 8, n. 3, p. 131-147, jun. 2010.

DOURMAD, J.; RIGOLOT, C.; VAN DER WERF, H. Emission of greenhouse gas: developing management and animal farming systems to assist mitigation. In: **LIVESTOCK AND GLOBAL CHANGE, 2008**, Hammamet, Tunisia. **Proceedings...** Cambridge: Cambridge University Press, 2008. p. 36-39.

ELLIOTT, M. Integrated marine science and management: wading through the morass. **Marine Pollution Bulletin**, v. 86, n. 1–2, p. 1–4, set. 2014. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2014.07.026.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE). **Anuário Estatístico de Energia Elétrica 2017**. Rio de Janeiro, 2017. Disponível em: <<http://epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-160/topico-168/Anuario2017vf.pdf>>. Acesso em: 11 nov. 2017.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Environmental and economic benefit analysis of final revisions to the national pollutant discharge elimination system regulation and the effluent guidelines for concentrated animal feeding operations**.

Washington, 2002. Disponível em: < https://www3.epa.gov/npdes/pubs/cafo_benefit_p1.pdf>. Acesso em: 06 mar. 2017.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Draft report on the environment 2003**. Washington, D.C., 2003. Disponível em: < <https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recorddisplay.cfm?deid=56830>>. Acesso em: 05 mar. 2017.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA). **Environmental signals 2001**. Report n. 8. Copenhagen, 2001. Disponível em: < <https://www.eea.europa.eu/publications/signals-2001/signals2001>>. Acesso em: 05 mar. 2017.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA). **Agriculture and environment in EU-15-the IRENA indicator report**. EEA report n° 6. Copenhagen, 2005c. Disponível em: < http://www.eea.europa.eu/publications/eea_report_2005_6>. Acesso em: 16 mar. 2017.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA). **Europe's environment: an assessment of assessments**. Copenhagen, 2012, 103 p. Disponível em: < <http://www.eea.europa.eu/publications/europes-environment-aoa>>. Acesso em: 13 mar. 2017.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA). **Sustainable use and management of natural resources**. EEA Report n° 9. Copenhagen, 2005a. 72p. Disponível em: < http://www.eea.europa.eu/publications/eea_report_2005_9>. Acesso em: 11 maio 2016.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA). **The European Environment, State and Outlook 2005**. Copenhagen, 2005b. 580 p. Disponível em: < http://www.eea.europa.eu/publications/state_of_environment_report_2005_1>. Acesso em: 12 mar. 2017.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA). **European Ecosystem Assessment-Concept, data, and implementation**. Contribution to Target 2 Action 5 Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES) of the EU Biodiversity Strategy to 2020. Luxembourg, 2015. 70 p. Disponível em: < <https://circabc.europa.eu/sd/a/c4e29804-e670-4975-8c89-ef6e6c9d560b/EEA%20-%20Technical%20report%20on%20ecosystem%20assessment>>. Acesso em: 1 de jun. 2017.

FALKENMARK, M. et al. Agriculture, water, and ecosystems: Avoiding the costs of going too far. In: MOLDEN, D. (ed.). **Water for food, water for life: A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture**. London, UK: Earthscan, 2007. cap. 6, p. 233-277. Disponível em: < <http://www.iwmi.cgiar.org/assessment/Water%20for%20Food%20Water%20for%20Life/Chapters/Chapter%206%20Ecosystems.pdf>>. Acesso em: 15 maio 2018.

FARRET, F. A. **Aproveitamento de pequenas fontes de energia elétrica**. 3. ed. Santa Maria: Ed. UFSM, 2014. 242 p.

FERNANDEZ-LOPEZ, M. et al. CO₂ gasification of dairy and swine manure: A life cycle assessment approach. **Renewable Energy**, v. 95, p. 552–560, set. 2016. DOI: 10.1016/j.renene.2016.04.056.

FISHER, B. et al. Ecosystem services and economic theory: Integration for policy-relevant research. **Ecological Applications**, v. 18, n. 8, p. 2050-2067, dez. 2008. DOI: 10.1890/07-1537.1.

FISHER, B. TURNER, R. K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. **Ecological Economics**, v. 68, n. 3, p. 643-653, jan. 2009. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2008.09.014.

FOLEY, J.A. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, p. 570-574, 2005. DOI: 10.1126/science.1111772.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). **The state of food and agriculture: livestock in the balance**. Rome: FAO, 2009. 180 p. Disponível em: < <http://www.fao.org/docrep/012/i0680e/i0680e.pdf> > Acesso em: 01 mar. 2017.

FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE (FATMA). **Instrução Normativa 11**. Suinocultura. Santa Catarina, SC, 2014. Disponível em: < http://www.fatma.sc.gov.br/index.php?option=com_docman&task=cat_view&gid=32&Itemid=83 >. Acesso em: 18 dez. 2017.

FUSCO, G. Conceptual modelling of the interaction between transportation, land use and the environment as a tool for selecting sustainability indicators of urban mobility. **European Journal of Geography**, St-Valery-en-Caux, dossiers, document 210, set. 2001. Disponível em: < <http://cybergeog.revues.org/1590?lang=pt> >. Acesso em: 12 maio 2016.

GABRIELSON, P.; BOSCH, P. **Environmental indicators: typology and use in reporting**. EEA internal working paper, 2003. 20 p. Disponível em: < http://www.brahmatwinn.uni-jena.de/fileadmin/Geoinformatik/projekte/brahmatwinn/Workshops/FEEM/Indicators/EEA_Working_paper_DPSIR.pdf >. Acesso em: 14 mar. 2016.

GERBER, P. et al. Environmental impacts of a changing livestock production: overview and discussion for a comparative assessment with other food production sectors. In: **COMPARATIVE ASSESSMENT OF THE ENVIRONMENTAL COSTS OF AQUACULTURE AND OTHER FOOD PRODUCTION SECTORS: METHODS FOR MEANINGFUL COMPARISONS**. 2007, Vancouver. **Proceedings...** Roma: FAO/WFT, 2007. Disponível em: < <http://www.fao.org/docrep/010/a1445e/a1445e00.htm> >. Acesso em: 18 fev. 2018.

GERBER, P.; MENZI, H. Nitrogen losses from intensive livestock farming systems in Southeast Asia: a review of current trends and mitigation options. **International Congress Series**, v. 1293, p. 253-261, jul. 2006. DOI: 10.1016/j.ics.2006.01.028.

GIL, A. C. **Como elaborar projetos de pesquisa**. 5. ed. São Paulo: Atlas, 2010, 184 p.

GILLAND, B. World population and food supply: Can food production keep pace with population growth in the next halfcentury? **Food Policy**, v. 27, n. 1, p. 47-63, fev. 2002. DOI: 10.1016/S0306-9192(02)00002-7.

GISSI, G.; GAGLIO, M.; REHO, M. Sustainable energy potential from biomass through ecosystem services trade-off analysis: The case of the Province of Rovigo (Northern Italy). **Ecosystem Services**, v. 18, p. 1-19, 2016. DOI:10.1016/j.ecoser.2016.01.004.

GIUPPONI, C. From the DPSIR reporting framework to a system for a dynamic and integrated decision making process. In: MULINO CONFERENCE ON EUROPEAN POLICY AND TOOLS FOR SUSTAINABLE WATER MANAGEMENT. 2002, Venice. **Proceedings...** Disponível em:< <http://siti.feem.it/mulino/dissemin/intcon/giuppon.pdf>>. Acesso em: 9 maio 2016.

GOBERNA, M. et al. Pathogenic bacteria and mineral N in soils following the land spreading of biogas digestates and fresh manure. **Applied Soil Ecology**, v. 49, p. 18–25, set. 2011. DOI: 10.1016/j.apsoil.2011.07.007.

GÓMEZ, C. M. et al. **Developing the AQUACROSS Assessment Framework**: Deliverable 3.2. Berlim: 2016a. Disponível em:< https://aquacross.eu/sites/default/files/D3.2_Assessment%20Framework.13012017.pdf>. Acesso em: 12 nov. 2017.

GÓMEZ, C. M. et al. **The AQUACROSS Innovative Concept**: Deliverable 3.1. Berlim: 2016b. Disponível em:< <http://aquacross.eu/sites/default/files/D3.1%20Innovative%20Concept.pdf>>. Acesso em: 12 nov. 2017.

GOMEZ-BAGGETHUN, E.; RUIZ-PEREZ, M. Economic valuation and the commodification of ecosystem services. **Progress in Physical Geography**, v. 35, n. 5, p. 613-628, out. 2011. DOI: 10.1177/0309133311421708.

GOSMANN, H. A. **Estudos comparativos com bioesterqueira e esterqueira para armazenagem e valorização dos dejetos de suínos**. 1997. 115 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental)-Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis,1997.

GUARDINI, R. et al. Accumulation of phosphorus fractions in typic Hapludalf soil after long-term application of pig slurry and deep pig litter in a no-tillage system. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 93, n. 2, p. 215–225, 2012. DOI: 10.1007/s10705-012-9511-3.

HADIN, Å.; ERIKSSON, O. Horse manure as feedstock for anaerobic digestion. **Waste Management**, v. 56, p. 506–518, out. 2016. DOI: 10.1016/j.wasman.2016.06.023.

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHEIN, M. **Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1**: Guidance on the Application of the Revised Structure. Nottingham, 2018. Disponível em:< www.cices.eu>. Acesso em: 16 jan. 2018.

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHEIN, M. **Common International Classification of Ecosystem Services (CICES)**: consultation on version 4. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003. 2013. Disponível em:< https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2012/07/CICES-V43_Revised-Final_Report_29012013.pdf>. Acesso em: 05 dez. 2016.

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHEIN, M. **Proposal for a common international classification of ecosystem goods and services (CICES) for integrated environmental and economic accounting(V1)**. Report to the EEA. Contract No: No. EEA/BSS/07/00721. 2010b. Disponível em:< <http://www.nottingham.ac.uk/cem/pdf/UNCEEA-5-7-Bk1.pdf>>. Acesso em: 2 jun.2016.

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHEIN-YOUNG, M.; CZÚCZ, B. **Report on the use of CICES to identify and characterise the biophysical, social and monetary dimensions of ES assessments**. EU Horizon 2020 ESMERALDA Project, 2016. Disponível em:<<http://www.esmeralda-project.eu/documents/1/>>. Acesso em: 05 dez. 2016.

HAINES-YOUNG, R.H.; POTSCHEIN, M.P. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: RAFFAELLI, D.; FRID, C. (eds.). **Ecosystem Ecology: A New Synthesis**. Cambridge: Cambridge University, 2010a. cap. 6, p.110–139.

HALBERG, N. et al. Environmental assessment tools for the evaluation and improvement of European livestock production systems. **Livestock Production Science**, v.96, p.33–50, set. 2005. DOI: 10.1016/j.livprodsci.2005.05.013.

HASTIK, R. et al. Renewable energies and ecosystem service impacts. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 48, p. 608-623, ago. 2015. DOI: 10.1016/j.rser.2015.04.004

HATFIELD, J. L.; BRUMM, M. C.; MELVIN, S. W. Swine manure management. In: WRIGHT, R. J.; et al. (eds.). **Agricultural Uses of Municipal, Animal, and Industrial Byproducts**. Washington: USDA-ARS,1998. cap. 4, p. 78–90.

HEIN, L. et al. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. **Ecological Economics**, v. 57, p. 209–228, maio, 2006. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2005.04.005.

HEINK, U., KOWARIK, I. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. **Ecological Indicators**, v. 10, n. 3, p. 584–593, maio, 2010. DOI: 10.1016/j.ecolind.2009.09.009.

HERRERO, M. et al. Livestock, livelihoods and the environment: understanding the trade-offs. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 1, n.2, p. 111–120, dez. 2009. DOI: 10.1016/j.cosust.2009.10.003.

HOLM-NIELSEN, J. B.; AL SEADI, T.; OLESKOWICZ-POPIEL, P. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 22, p. 5478-5484, nov. 2009. DOI:10.1016/j.biortech.2008.12.046.

HOODA, P.S. et al. A review of water quality concerns in livestock farming areas. **The Science of the Total Environment**, v. 250, n.1–3, p. 143–167, abr. 2000. DOI: 10.1016/S0048-9697(00)00373-9.

HU, M. et al. Hydrogenrich gas production by the gasification of wet MSW (municipal solid waste) coupled with carbon dioxide capture. **Energy**, v. 90, p. 857–863, ago. 2015. DOI: 10.1016/j.energy.2015.07.122.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Produção da pecuária municipal**. Rio de Janeiro, v. 44, 51 p. 2016. Disponível em:<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/84/ppm_2016_v44_br.pdf>. Acesso em: 01 mar. 2018.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA). **Diagnóstico dos Resíduos Orgânicos do Setor Agrossilvopastoril e Agroindústrias Associadas**: relatório de pesquisa. Brasília: IPEA. 2012. Disponível em:<http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriospesquisa/120917_relatorio_residuos_organicos.pdf>. Acesso em: 01 mar. 2018.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Agriculture, forestry and other land use. In: EGGLESTON, H. S.; BUENDIA, L.; MIWA, K.; NGARA, T.; TANABE, K. (eds). **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. v. 4. Hayama: IGES, 2006. cap. 10. Disponível em:<<https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/>>. Acesso em: 12 nov. 2016.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Climate Change 2014: Synthesis Report**. Geneva: IPCC, 2014. 151 p. Disponível em:<http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/syr/SYR_AR5_FINAL_full_wcover.pdf>. Acesso em: 03 abr. 2017.

JACKSON, A. L. R. Renewable energy vs. biodiversity: policy conflicts and the future of nature conservation. **Global Environmental Change**, v. 21, p. 1195–208, 2011. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2011.07.001.

JACKSON, L. L.; KEENEY, D. R.; GILBERT, E. M. Swine manure management plans in North-Central Iowa: Nutrient loading and policy implications. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.55, n. 2, p.205-212, 2000.

JACKSON, L. L. Large-scale swine production and water quality. In. THU, M. K.; DURRENBERGHER, E. P. **Pigs, profits, and rural communities**. New York: State University of New York, 1998. cap.6, p.103-122.

JONGBLOED, A. W. Environmental pollution control in pigs by using nutrition tools. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 37, sp. p. 2015-229, jul. 2008. DOI: 10.1590/S1516-35982008001300026.

JØRGENSEN, S. E.; NIELSEN, S. N. The properties of the ecological hierarchy and their application as ecological indicators. **Ecological indicators**, v. 28, p. 48-53, maio, 2013. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.04.010.

JUNFENG, L.; RUNQING, H. Sustainable biomass production for energy in China. **Biomass Bioenergy**, v. 25. p. 483-99, nov. 2003. DOI:10.1016/S0961-9534(03)00086-2.

KANDZIORA, M.; BURKHARD, B.; MÜLLER, F. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators - A theoretical matrix exercise. **Ecological Indicators**, v. 28, p. 54–78, maio, 2013. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.09.006.

KATO, T.; KURODA, H.; NAKASONE, H. Runoff characteristics of nutrients from an agricultural watershed with intensive livestock production. **Journal of Hydrology**, v. 368, n. 1–4, p. 79–87, 2009. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2009.01.028.

KELBLE, C. R. et al. The EBM-DPSIR conceptual model: integrating ecosystem services into the DPSIR framework. **PLoS ONE**, v.8, n.8, ago. 2013. DOI: 10.1371/journal.pone.0070766.

KOHSAKA, R. Developing biodiversity indicators for cities: applying the DPSIR model to Nagoya and integrating social and ecological aspects. **Ecological Research**, v. 25, n. 5, p. 925-936, ago. 2010. DOI: 10.1007/s11284-010-0746-7.

KOSCHKE, L. et al. A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning. **Ecological Indicators**, v.21, p. 54–66, out. 2012. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.12.010.

KREMEN, C. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? **Ecology Letters**, v. 8, p. 468-479, maio, 2005. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2005.00751.x.

KRISTENSEN, P. **EEA core set of indicators**. Technical Report, 2003. Disponível em: <<https://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/europe/monitoring/StPetersburg/EEA%20Core%20Set%20of%20Indicators%20rev2EECCA.pdf>>. Acesso em: 05 maio 2016.

KRISTENSEN, P. **The DPSIR framework**. Paper presented at the workshop on a comprehensive/detailed assessment of the vulnerability of water resources to environmental change in Africa using river basin approach. Nairobi, Kenya. 2004. Disponível em: <<http://wwz.ifremer.fr/dce/content/download/69291/913220/file/DPSIR.pdf>>. Acesso em: 1 mar. 2016.

KUNZ, A.; OLIVEIRA, P. A.; HIGARASHI, M. M.; SANGOI, V. **Recomendações técnicas para uso de esterqueiras para armazenagem de dejetos suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2004. 4 p. (Embrapa Suínos e Aves. Comunicado Técnico, 361).

LA NOTTE, A. et al. Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework. **Ecological Indicators**, v.74, p.392–402, mar. 2017. DOI:10.1016/j.ecolind.2016.11.030.

LAYKE, C. Indicators from the global and sub-global Millennium Ecosystem Assessments: an analysis and next steps. **Ecological Indicators**, v. 17, p. 77-87, jun. 2012. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.04.025.

LEBACQ, T.; BARET, P. V.; STILMANT, D. Sustainability indicators for livestock farming. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 33, p. 311-327, 2013. DOI: 10.1007/s13593-012-0121-x.

LEWISON, R. L. et al. How the DPSIR framework can be used for structuring problems and facilitating empirical research in coastal systems. **Environmental Science & Policy**, v. 56, p.110–119, fev. 2016. DOI: 10.1016/j.envsci.2015.11.001.

Li, Y. et al. A survey of selected heavy metal concentrations in Wisconsin dairy feeds. *Journal of Dairy Science*, v. 88, p. 2911-2922, ago. 2005. DOI: 10.3168/jds.S0022-0302(05)72972-6.

LIU, J. et al. Systems integration for global sustainability. **Science**, v. 347, p. 963-972, fev. 2015. DOI:10.1126/science.1258832.

LORA, E. E. S. Conceito de Biomassa, Classificação, Disponibilidade e Características. In: XXVI CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA - CONBEA. Tecnologia e Aplicação Racional de Energia Elétrica e de Fontes Renováveis na Agricultura, 1997, Campina Grande/SP. **Anais...** Campina Grande/SP, 1997. 97 p.

LORA, E. S.; ANDRADE, R. V. Biomass as energy source in Brazil. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 13, n. 4, p. 777–788, maio, 2009. DOI: 10.1016/j.rser.2007.12.004.

LOVETT, D.K. et al. Manipulating enteric methane emissions and animal performance of late-lactation dairy cows through concentrate supplementation at pasture. **Journal of Dairy Science**, v. 88, p. 2836– 2842, ago. 2005. DOI: 10.3168/jds.S0022-0302(05)72964-7.

LOWRY, K.; WHITE, A.; COURTNEY, C. National and local agency roles in integrated coastal management in the Philippines. **Ocean and coastal management**, v. 48, n. 3, p. 314-335, 2005. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2005.04.008.

LOYON, L. Overview of manure treatment in France. **Waste Management**, v. 61, p. 516-520, 2017. DOI: 10.1016/j.wasman.2016.11.040.

LUNDBERG, C. Conceptualizing the Baltic Sea ecosystem: an interdisciplinary tool for environmental decision making. **Ambio**, v.34, n.6, p.433–439, 2005.

MACHADO, W. S. **Avaliação Comparativa do Processo de Ocupação e Degradação das Terras das Microbacias Hidrográficas dos Ribeirões Três Bocas e Apertados no Norte do Paraná**. 2005. 182 p. Dissertação (Mestrado em Geografia, meio ambiente e desenvolvimento)-Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2005.

MAES J. et al. **Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services**: Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020. Luxembourg, 2014. Disponível em: <<http://catalogue.biodiversity.europa.eu/uploads/document/file/1230/2ndMAESWorkingPaper.pdf>>. Acesso em: 8 jun. 2016.

MAES, J. et al. An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. **Ecosystem Services**, v. 17, p. 14–23, 2016. DOI: 10.1016/j.ecoser.2015.10.023.

MARQUES, J. C. et al. The ecological sustainability Trigon. A proposed conceptual framework for creating and testing management scenarios. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n.12, p. 1773-1779, dez. 2009. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2009.08.020.

MARTIN, D. M. et al. Developing qualitative ecosystem service relationships with the Driver-Pressure-State-Impact-Response framework: A case study on Cape Cod,

Massachusetts. **Ecological Indicators**, v.84, p. 404–415, jan. 2018. DOI: 10.1016/j.ecolind.2017.08.047.

MARTÍN-ORTEGA, J. et al. **Water Ecosystem Services: A global erspective**. International Hydrology Series. Cambridge: Cambridge University Press, 2015. Disponível em: <<http://unesdoc.unesco.org/images/0024/002447/244743e.pdf>>. Acesso em: 10 jan. 2018.

MATA-ALVAREZ, J.; MACE, S.; LLABRES, P. Anaerobic digestion of solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. **Bioresource Technology**, v. 74, p. 3–16, ago. 2000. DOI: 10.1016/S0960-8524(00)00023-7.

MATHIAS, J. F. C. M. Manure as a Resource: Livestock Waste Management from Anaerobic Digestion, Opportunities and Challenges for Brazil. **International Food and Agribusiness Management Review**, v. 7, n. 4, p. 87-110, 2014.

MAXIM, L.; SPANGENBERG, J.; H., O'CONNOR, M. An analysis of risks for biodiversity under the DPSIR framework. **Ecological Economics**, v.69, n.1, p.12–23, nov. 2009. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2009.03.017.

MCBRIDE, A. C. et al. Indicators to support environmental sustainability of bioenergy systems. **Ecological Indicators**, v. 11, p. 1277–1289, set. 2011. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.01.010.

MCDOWELL, R.W. et al. Influence of soil treading on sediment and phosphorus losses in overland flow. **Australian Journal of Soil Research**, v. 41, n. 5, p. 949–961, set. 2003. DOI: 10.1071/SR02118.

MIELE, M.; WAQUIL, P. D. Estrutura e dinâmica dos contratos na suinocultura de Santa Catarina: um estudo de casos múltiplos. **Estudos Econômicos**, São Paulo, v. 37, n. 4, p. 817-847, out./dez. 2007. DOI: 10.1590/S0101-41612007000400005.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MA). **Ecosystems and human well-being: current state and trends**. Washington: Island Press. 2005. 948 p.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MA). **Ecosystems and human well-being: a framework for assessment**. Washington: Island Press, 2003. 245 p. Disponível em: <http://pdf.wri.org/ecosystems_human_wellbeing.pdf>. Acesso em: 05 dez. 2016.

MILLER, J.J. Impact of intensive livestock operations on water quality. In: WESTERN CANADIAN DAIRY SEMINAR, 13., 2001, Edmonton. **Proceedings...** Edmonton: University of Alberta, 2001. Disponível em: <<https://wcds.ualberta.ca/Proceedings/Previous-Proceedings/ArticleID/549/2001>>. Acesso em: 05 abr. 2017.

MILLNER, P. et al. Pathogen reduction in minimally managed composting of bovine manure. **Waste Management**, v. 34, p. 1992–1999, nov. 2014. DOI: 10.1016/j.wasman.2014.07.021.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (MAPA). Projeções do agronegócio. **Brasil 2016/17 a 2026/27: Projeções de Longo Prazo**. Brasília: SPA/Mapa, 2017. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/assuntos/politica->

agricola/todas-publicacoes-de-politica-agricola/projecoes-do-agronegocio/projecoes-do-agronegocio-2017-a-2027-versao-preliminar-25-07-17.pdf/view>. Acesso em: fev. 2018.

MIRANDA, C. R. **Avaliação de estratégias para sustentabilidade da suinocultura**. 2005. 265 p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 2005.

MIRANDA, C. R.; COLDEBELLA, A. **Aspectos produtivos e ambientais da suinocultura desenvolvida na sub-bacia do Lajeado fragosos – Concórdia-SC**. Boletim de pesquisa e desenvolvimento 1. Embrapa Suínos e aves. Concórdia, SC, 2002. 22 p.

MONTES, F. et al. Special topics—Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: II. A review of manure management mitigation options. **Journal of Animal Science**, v. 91, p. 5070-5094. 2013. DOI: 10.2527/jas.2013-6584.

MONTGOLFIER, J.; NATALI, J. M. Instrumentos para uma gestão patrimonial. In VIEIRA, P.F.; WEBER, J (org.). **Gestão de recursos renováveis e desenvolvimento: novos desafios para a pesquisa ambiental**. 3. ed. São Paulo: Cortez, 2002.

MORTENSEN, L. F. et al. **Household consumption and the environment**. EEA report nº11. Copenhagen, 2005. 72 p. Disponível em:< file:///C:/Users/Usu%C3%A1rio/Downloads/EEA_report_11_2005.pdf>. Acesso em: 11 maio 2016.

MOSIER, A. et al. Methane and nitrogen oxide fluxes in tropical agricultural soils: sources, sinks and mechanisms. **Environment, Development and Sustainability**, v.6, n. 1-2, p. 11–49, mar. 2004. DOI: 10.1023/B:ENVI.0000003627.43162.ae.

MOURELATOU, A.; SMITH, I. **Energy and Environment in the European Union**. Environmental Issue Report nº 31. Copenhagen, 2002. 69 p. Disponível em:< file:///C:/Users/Usu%C3%A1rio/Downloads/eni-env.pdf>. Acesso em: 10 abr. 2016.

MÜLLER, F.; BURKHARD, B. The indicator side of ecosystem services. **Ecosystem Services**, v. 1, p. 26–30, jul. 2012. DOI: 10.1016/j.ecoser.2012.06.001.

MURADIAN, R. Ecological thresholds: a survey. **Ecological Economics**, v.38, n.1, p.7–24, jul. 2001. DOI: 10.1016/S0921-8009(01)00146-X.

MYSIAK, J.; GIUPPONI, C.; ROSATO, P. Towards the development of a decision support system for water resource management. **Environmental Modelling and Software**, v.20, n.2, p.203–214, fev. 2005. DOI: 10.1016/j.envsoft.2003.12.019.

NASSL, M.; LÖFFLER, J. Ecosystem services in coupled social–ecological systems: Closing the cycle of service provision and societal feedback. **Ambio**, v. 44, n.8, p. 737 -749, dez. 2015. DOI 10.1007/s13280-015-0651-y.

NELSON, G.C. Drivers of change in ecosystem condition and services. In: MA (ed.). **Ecosystems and human well-being: scenarios**. Washington: Island Press, 2005. p.173–222.

- NIEMEIJER, D.; DE GROOT, R. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. **Ecological Indicators**, v.8, n.1, p.14–25, jan. 2008b. DOI: 10.1016/j.ecolind.2006.11.012.
- NIEMEIJER, D.; DE GROOT, R. Framing environmental indicators: moving from causal chains to causal networks. **Environment, Development and Sustainability**, v.10, n.1, p. 89-106, fev. 2008a. DOI: 10.1007/s10668-006-9040-9.
- NIEMI, G.J.; MCDONALD, M.E. Application of ecological indicators. **Annual review of ecology evolution and systematics**, v.35, p.89-111, dez. 2004. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130132.
- NOGUEIRA, A. et al. **Guidance on methods and tools for the assessment of causal flow indicators between biodiversity, ecosystem functions and ecosystem services in the aquatic environment**. Deliverable 5.1. Berlin, 2016.
- NORDELL, E. et al. Co-digestion of manure and industrial waste—The effects of trace element addition. **Waste Management**, v. 47, p. 21–27, jan. 2016. DOI: 10.1016/j.wasman.2015.02.032.
- NORTH, D. C. Economic performance through time. **The American Economic Review**, v.84, n.3, p. 359-368, jun. 1994.
- NORTH, D. **Institutions, Institutional Change and Economic performance**. Cambridge: Cambridge University Press, 1990. 159 p.
- O'HIGGINS, T. G. et al. Habitat scale mapping of fisheries ecosystem service values in estuaries. **Ecology and Society**, v. 15, n. 4, 2010.
- OLESEN, J. E. et al. Modelling greenhouse gas emissions from European conventional and organic dairy farms. **Agricultural, Ecosystems & Environment**, v.112, n.2-3, p.207–220, 2006. DOI:10.1016/j.agee.2005.08.022.
- OLIVEIRA, P. A.V. **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA-CNPSA, 1993.188 p. (EMBRAPA - CNPSA. Documentos, 27).
- OLIVEIRA, R. E. S.; LIMA, M. M. C. L.; VIEIRA, J. M. P. An indicator system for surface water quality in river basins. In: INTER-CELTIC COLLOQUIUM ON HYDROLOGY AND MANAGEMENT OF WATER RESOURCES, 4., 2005, Guimarães, Portugal. **Proceedings...** Disponível em: < <http://hdl.handle.net/1822/4638> >. Acesso em: 2 maio 2016.
- OLSON-HAZBOUN, S. K.; KRANNICH, R. S.; ROBERTSON, P. G. Public views on renewable energy in the Rocky Mountain region of the United States: Distinct attitudes, exposure and other key predictors of wind energy. **Energy Research & Social Science**, v. 21, p. 1-13, nov. 2016. DOI: 10.1016/j.erss.2016.07.002.
- OMANN, I.; STOCKER, A.; JÉAGER, J. Climate change as a threat to biodiversity: an application of the DPSIR approach. **Ecological Economics**, v.69, n.1, p.24-31, nov. 2009. DOI:10.1016/j.ecolecon.2009.01.003.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). **Environmental Indicators for Agriculture: Concepts and Frameworks**. Paris:OECD, 1999. Disponível em:< <https://www.oecd.org/tad/sustainable-agriculture/40680795.pdf>>. Acesso em: 25 maio 2016.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). **Environmental Indicators: Development, Measurement and Use**. Paris:OECD, 2003a. Disponível em:<<https://www.oecd.org/env/indicators-modelling-outlooks/24993546.pdf>>. Acesso em:10 abr. 2016.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). **Agriculture, Trade and the Environment: The Pig Sector**. Paris: OECD, 2003b.186p.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). **OECD environmental indicators: Towards sustainable development**. Paris, 2001. Disponível em:< <https://www.oecd.org/site/worldforum/33703867.pdf>>. Acesso em: 07 mar. 2017.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). **Objetivos de desenvolvimento sustentável**. Brasília, 2015. Disponível em:< <http://www.itamaraty.gov.br/pt-BR/politica-externa/desenvolvimento-sustentavel-e-meio-ambiente/134-objetivos-de-desenvolvimento-sustentavel-ods>>. Acesso em 15 maio 2018.

ORZI, V. et al. Potential odour emission measurement in organic fraction of municipal solid waste during anaerobic digestion: relationship with process and biological stability parameters. **Bioresource Technology**, v.101, n.19, p. 7330–7337, out. 2010. DOI: 10.1016/j.biortech.2010.04.098.

ORZI, V. et al. The role of biological processes in reducing both odour impact and pathogen content during mesophilic anaerobic digestion. **Science of The Total Environment**, v.526, p. 116–126, set. 2015. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.04.038.

LOUDART, D. et al. Modelling nitrogen and carbon interactions in composting of animal manure in naturally aerated piles. **Waste Management**, v. 46, p. 588–598, dez. 2015. DOI: 10.1016/j.wasman.2015.07.044.

OWAMAH, H. I. et al. Fertilizer and sanitary quality of digestate biofertilizer from the codigestion of food waste and human excreta. **Waste Management**, v.34, n.4, p. 747-752, abr. 2014. DOI: 10.1016/j.wasman.2014.01.017.

PALHARES, J. C. P. Gestão Ambiental nas Cadeias Produtivas Animais. In: PALHARES, J. C. P.; GEBLER, L. (ed. técnico). **Gestão ambiental na agropecuária**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. cap. 8, p. 241-263.

PEARL, J. Bayesian networks, causal inference and knowledge discovery. Technical Report R-281. Los Angeles, 2001. Disponível em:< <https://www.cs.ucla.edu/>>. Acesso em: 01 jun. 2017.

PELLINI, T.; J. MORRIS. A framework for assessing the impact of the IPPC directive on the performance of the pig industry. **Journal of Environmental Management**, v. 63, n. 3, p. 325-333, nov. 2001. DOI: 10.1006/jema.2001.0501.

PERDOMO, C. C. et al. **Dimensionamento de sistemas de tratamento (decantador e lagoas) e utilização de dejetos suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 1999, 5 p. (Comunicado Técnico, 234).

PIMENTEL, D.; PIMENTEL, M. Sustainability of meat-based and plant-based diets and the environment. **American Journal of Clinical Nutrition**, v. 78, p. 660S–663S, set. 2003.

PINTÉR, L.; HARDI, P.; BARTELMUS, P. **Sustainable Development Indicators: Proposal for a Way Forward**. New York: IICD, 2005, 41p. Disponível em: <https://www.iisd.org/pdf/2005/measure_indicators_sd_way_forward.pdf>. Acesso em maio 2016.

POGGE, T.; SENGUPTA, M. The Sustainable Development Goals (SDGs) as drafted: nice idea, poor execution. *Washington International Law Journal*, v. 24, n. 3, p. 571 -587, jun. 2015.

PORTEJOIE, S.; MARTINEZ, J.; GUIZIOU, F. et al. Effect of covering pig slurry stores on the ammonia emission processes. **Bioresource Technology**, v.87, p.199-207, maio 2003. DOI: 10.1016/S0960-8524(02)00260-2.

POTSCHIN, M. B.; HAINES-YOUNG, R. H. Ecosystem services: Exploring a geographical perspective. **Progress in Physical Geography**, v. 35, n. 5, p. 575–594, out. 2011. DOI: 10.1177/0309133311423172.

POTSCHIN, M. Land use and the state of the natural environment. **Land Use Policy**, v. 26, n. 1, p. 170–177, dez. 2009. DOI: 10.1016/j.landusepol.2009.08.008.

POTSCHIN, M.; R. HAINES-YOUNG. Defining and measuring ecosystem services. In: POTSCHIN, M. et al. (eds). **Routledge Handbook of Ecosystem Services**. London: Routledge, 2016. cap. 1, p. 25-44.

PRIOR, M. et al. Acúmulo e percolação de P no solo devido à aplicação de água residuária de suinocultura na cultura do milho (*Zea mays* L.). **Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia**, v. 2, n.1, p. 89-96, jan./abr. 2009.

QIAO, W. et al. Evolution of biogas production from different biomass wastes with/without hydrothermal pretreatment. **Renewable Energy**, v. 36, n. 12, p. 3313-3318, dez. 2011. DOI: 10.1016/j.renene.2011.05.002.

REKOLAINEN, S.; KÄMÄRI, J.; HILTUNEN, M. A conceptual framework for identifying the need and role of models in the implementation of the waterframework directive. **International Journal of River Basin Management**, v. 1, n. 4, p. 347–352, ago. 2003. DOI: 10.1080/15715124.2003.9635217.

REYERS, B. et al. Measuring biophysical quantities and the use of indicators. In: KUMAR, P. (ed.). **The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations**. London and Washington D.C: Earthscan, 2010. cap. 3, p. 113–147.

RODRIGUEZ, J. M. M.; SILVA, E. V.; LEAL, A. C. Planejamento Ambiental em Bacias Hidrográficas. In: SILVA, E.V. da; RODRIGUEZ, J.M.M; MEIRELES, A.J.A.

Planejamento Ambiental em Bacias Hidrográficas: Planejamento e gestão de Bacias Hidrográficas t.1. Fortaleza: Edições UFC, 2011. cap. 1, p. 29 – 47.

RODRÍGUEZ, J. P. et al. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. **Ecology and Society**, v. 11, n. 1, 2006.

ROGERS, M.D. Risk analysis under uncertainty, the precautionary principle and the new EU chemicals strategy. **Regulatory Toxicology and Pharmacology**, v. 37, n.3 p.370–381, jun. 2003. DOI: 10.1016/S0273-2300(03)00030-8.

SAMPIERI, R. H.; COLLADO, C. F.; LUCIO, P. B. **Metodologia de Pesquisa**. 5. ed. São Paulo: Penso, 2013. 624p.

SA SUAVE. **Avaliação de indicadores e estratégias para valoração de serviços ambientais em bacias hidrográficas com produção intensiva de animais**. Embrapa Suínos e Aves. Concórdia, 2018. Não publicado, projeto em execução.

SCHIEVANO, A.; D'IMPORZANO, G.; ADANI, F. Substituting energy crops with organic wastes and agro-industrial residues for biogas production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.9, n.8, p. 2537-2541, jun. 2009. DOI: 10.1016/j.jenvman.2009.01.013.

SCHRAMEK, J. **Weiterentwicklung von nationalen Indikatoren für den Bodenschutz:** Konkretisierung der international vorgeschlagenen Indikator-Konzepte mit national verfügbaren Parametern. Frankfurt: Institut für Ländliche Strukturforchung an der Johann Wolfgang Goethe-Universität, 2002. Disponível em:< <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/short/k2160.pdf> >. Acesso em: 02 mar. 2017.

SCOLOZZI, R.; MORRI, E.; SANTOLINI, R. Delphi-based change assessment in ecosystem service values to support strategic spatial planning in Italian landscapes. **Ecological Indicators**, v. 21, p.134–144, out. 2012. DOI: 10.1016/j.ecolind.2011.07.019.

SHARPLEY, A. et al. Impacts of animal manure management on ground and surface water quality. In: HATFIELD, J. L.; STEWART, B. A. (eds.). **Animal waste utilization:** effective use of manure as a soil resource. Michigan: Ann Arbor Press,1997. cap. 8, p.173–242.

SILVEIRA, V. C. P.; GONZALEZ, J. A.; FONSECA, E. L. Land use changes after the period commodities rising price in the Rio Grande do Sul State, Brazil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 47, n.4, e20160647, fev. 2017. DOI: 10.1590/0103-8478cr20160647.

SMEETS, E.; WETERINGS, R. **Environmental indicators:** typology and overview. Technical Report n° 25. Copenhagen, 1999. Disponível em:< <http://www.eea.europa.eu/publications/TEC25>>. Acesso em: 2 maio 2016.

SMIL, V. **Feeding the world:** A challenge for the twenty-first century. Cambridge: MIT Press, 2000. 360 p.

SMITH, E. et al. Simulated management effects on ammonia emissions from field applied manure. **Journal of Environmental Management**, v.90, p.2531-2536, jun. 2009. DOI: 10.1016/j.jenvman.2009.01.012.

SOMMER, S.; N. HUTCHINGS. Ammonia Emission from Field Applied Manure and its Reduction – Invited Paper , **European Journal of Agronomy**, v. 15, n. 1, p. 1-15, set. 2001. DOI: 10.1016/S1161-0301(01)00112-5.

SPANGENBERG, J. H. et al. The DPSIR scheme for analysing biodiversity loss and developing preservation strategies. **Ecological Economics**, v. 69, n. 1, p. 9- 11, nov. 2009. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2009.04.024.

SPANGENBERG, J. H. Hot Air or Comprehensive Progress? A Critical Assessment of the SDGs. **Sustainable Development**, v. 25, p. 311–321, out. 2017. Doi: 10.1002/sd.1657.

SPANGENBERG, J. H.; VON HAAREN, C.; SETTELE, J. The ecosystem service cascade: Further developing the metaphor. Integrating societal processes to accommodate social processes and planning, and the case of bioenergy. **Ecological Economics**, v.104, p. 22–32, ago. 2014. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2014.04.025.

STEEG, J. V.; TIBBO, M. **Livestock and Climate Change in the Near East Region: Measures to adapt to and mitigate climate change**. Cairo: FAO, 2012. Disponível em: <<http://www.fao.org/3/a-i2714e.pdf>>. Acesso em: 05 mar. 2017.

STEFFEN, W. et al. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. **Science**, v. 347, v. 6223, p. 1259855, fev. 2015. DOI: 10.1126/science.1259855.

STEINFELD, H. et al. **Livestock’s long shadow: Environmental issues and options**. Rome: FAO, 2006. 390 p.

SUMMERS, J. K. et al. A review of the elements of human well-being with an emphasis on the contribution of ecosystem services. **Ambio**, v. 41, p. 327–340, jun. 2012. DOI: 10.1007/s13280-012-0256-7.

SVARSTAD, H. et al. Discursive biases of the environmental research framework DPSIR. **Land Use Policy**, v.25, n.3, p.116–125, jan. 2008. DOI: 10.1016/j.landusepol.2007.03.005.

SWART, R. J. et al. **Scanning the global environment: A framework and methodology for integrated environmental reporting and assessment**. Bilthoven: Environment assessment technical reports/UNEP, 1995. 58 p.

SWINTON, S. M. et al. Ecosystem services and agriculture: cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. **Ecological Economics**, v. 64, p. 245-252, dez. 2007. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2007.09.020.

THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY (TEEB). **The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations**. London and Washington: Earthscan, 2010. 410 p.

THOMPSON, R. B.; MEISINGER, J. J. Management Factors Affecting Ammonia Volatilization from Land-Applied Cattle Slurry in the Mid-Atlantic USA. **Journal Environmental Quality**, v.31, p.1329-1338, 2002.

TUKKER, A.; JANSEN, B. Environmental impacts of products: a detailed review of studies. **Journal of Industrial Ecology**, v. 10, p.159–182. 2006. DOI:10.1162/jiec.2006.10.3.159 .

TURKELBOOM, F. et al. CICES Going Local: Ecosystem Services Classification Adapted for a Highly Populated Country. In: JACOBS, S; DENDONCKER, N.; KEUNE, H. (eds). **Ecosystem Services: Global Issues, Local Practices**. Boston: Elsevier, 2013. cap. 18, p. 223-247.

TURNER, R. K. et al. Ecological-Economic analysis of wetlands: scientific integration for management and policy. **Ecological Economics**, v. 35, n. 1, p. 7-23, out. 2000. DOI: 10.1016/S0921-8009(00)00164-6.

TURNER, R. K. et al. Valuing nature: lessons learnt and future research directions. **Ecological Economics**, v. 46, n.3, p. 493–510, out. 2003. DOI: 10.1016/S0921-8009(03)00189-7.

TURNHOUT, E.; HISSCHEMOLLER, M.; EIJSACKERS, H. Ecological indicators: between the two fires of science and policy. **Ecological Indicators**, v. 7, n. 2, p. 215–228, abr. 2007. DOI: 10.1016/j.ecolind.2005.12.003.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). **Global Environment Outlook GEO-4: Environment for Development**. Nairobi: UNEP, 2007. 540 p. Disponível em:< https://na.unep.net/atlas/datlas/sites/default/files/GEO-4_Report_Full_en.pdf>. Acesso em: 3 abr. 2016.

UNITED NATIONS (UN). Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development. UN General Assembly, Document A/RES/70/1. UN: New York, 2015. Disponível em:< http://www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/70/1&Lang=E>. Acesso em: 16 maio 2018.

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE (UNFCCC). **Challenges and opportunities for mitigation in the agricultural sector**. FCC/TP/2008/8. Bonn, 2008. Disponível em:< <https://unfccc.int/resource/docs/2008/tp/08.pdf>>. Acesso em: 03 abr. 2016.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE (USDA). **US agriculture and forestry greenhouse gas inventory: 1990–2001**. Technical Bulletin nº 1907. Washington: USDA, 2004. 164 p. Disponível em:< <https://ia800103.us.archive.org/24/items/CAT30929727/CAT30929727.pdf>>. Acesso em: 15 abr. 2016.

VAN HORN, H. H. et al. Components of dairy manure management systems. **Journal Dairy Science**, v.77, n.7, p.2008-30, jul. 1994. DOI: 10.3168/jds.S0022-0302(94)77147-2.

VAN OUDENHOVEN, A. P. E. et al. Framework for systematic indicator selection to assess

effects of land management on ecosystem services. **Ecological Indicators** 21, 110–122, out. 2012. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.01.012.

VON BERTALANFFY, L. **Teoria geral dos sistemas**: fundamentos, desenvolvimento e aplicações. 8. ed. Petropolis, RJ:Vozes, 2015. 360p.

WALLACE, K. J. Classification of ecosystem services: problems and solutions. **Waste Management**, v. 56, p. 506–518, out. 2016. DOI: 10.1016/j.wasman.2016.06.023.

WHALEN, J. et al. Sustainable biofuel production from forestry, agricultural and waste biomass feedstocks. **Applied Energy**, v. 198, p. 281–283, jul. 2017. DOI:10.1016/j.apenergy.2017.05.079.

WIGGERING, H., MÜLLER, F. **Umweltziele und Indikatoren**: Wissenschaftliche Anforderungen an ihre Festlegung und Fallbeispiele. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag, 2004. 672 p.

WILSON, E. J.; SKEFFINGTON, R. A. The Effects of Excess Nitrogen Deposition on young Norway Spruce Trees. Part I: The soil. **Environmental Pollution**, v. 86, n. 2, p. 141-152, 1994. DOI: 10.1016/0269-7491(94)90186-4.

WOODHOUSE, P.; HOWLETT, D.; RIGBY, D. **A Framework for Research on Sustainability Indicators for Agriculture and Rural Livelihoods**: working Paper 2. Sustainability Indicators for Natural Resource Management and Policy, Centre for Agricultural Food and Resource Economics, University of Manchester, 2000. 39 p. Disponível em: <<https://assets.publishing.service.gov.uk/media/57a08d70ed915d622c0019c3/2WoodhouseHowlettRigby.pdf>>. Acesso em: 03 maio 2017.

WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT (WCED). **Our common future**. Oxford: Oxford University Press, 1987.

WU, J. Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. **Landscape Ecology**, v. 28, n. 6, p. 999-1023, jul. 2013. DOI:10.1007/s10980-013-9894-9.

YIN, R. K. **Estudo de caso**: planejamento e métodos. 2 ed. Porto Alegre: Bookman, 2001. 205 p.

ZHOU, S. et al. Assessing Agricultural Sustainable Development Based on the DPSIR Approach: Case Study in Jiangsu, China. **Journal of Integrative Agriculture**, v.12, n. 7, p. 1292-1299, jul. 2013. DOI: 10.1016/S2095-3119(13)60434-7.

ANEXOS

ANEXO A - QUESTIONÁRIO APLICADO NA MICROBACIA DO LAJEADO CLARIMUNDO¹⁵

1. IDENTIFICAÇÃO E LOCALIZAÇÃO DO ESTABELECIMENTO

Número da propriedade:	Data da entrevista:
Entrevistador:	Entrevistado:
Nome do proprietário(s)/propriedade:	
Localização da propriedade (GPS):	
Comunidade:	
Telefone:	E-mail:

1.1. Condição do produtor

O proprietário reside no estabelecimento: () Sim () Não		
() Parceiro	() Arrendatário	() Ocupante
() Outra. Qual?		

1.2. Unidades residenciais (moradias ocupadas)

Quantidade (n°):	() Proprietário	() Pais
	() Empregados	() Filhos
	() Outro. Qual?	

2. MÃO-DE-OBRA (familiares, empregados, permanentes e temporários)

Relação com o proprietário	Dedicação (*)

* Dedicação (opções de respostas)

1 Tempo integral na UP
2 Tempo parcial: trabalha fora e dentro da UP
3 Tempo parcial na UP + trabalho doméstico
4 Tempo parcial + estudo
5 Tempo integral fora da UP
6 Somente trabalho doméstico
7 Crianças < 7 anos
8 Idoso / tempo parcial na UP
9 Não trabalha / invalidez

2.1. Quais as principais atividades agropecuárias geradoras de renda na propriedade?

Atividade	Sistema produtivo

2.2. O Sr. ou alguém da família tem alguma atividade remunerada fora da propriedade (apenas membros que vivem no estabelecimento)? Qual serviço? Por quanto tempo no ano?

Atividade/Serviço	N° de dias ano	Local
Atividade setor comércio ou serviço		
Atividade na indústria		
Venda de mão-de-obra para o setor agrícola		
Aluguel de casa		
Aposentadoria		
Aluguel de máquina		

¹⁵ Este não é o questionário na íntegra, alguns itens não relevantes para o estudo foram omitidos.

Arrendamento		
Agroindústria rural		
Outras		

2.3. O Sr. utiliza crédito agrícola?

<input type="checkbox"/> sim	<input type="checkbox"/> não
Quais atividades:	

2.4. O que é produzido na propriedade para o consumo da família?

3. CARACTERIZAÇÃO DA PROPRIEDADE E UTILIZAÇÃO DO SOLO

Disponibilidade de terra	Área (ha)
Área própria total	
Arrendada de terceiros	
Arrendada para terceiros	
Área mecanizável	

3.1. Utilização do solo/produção

Especificações	Área (ha)		Produção		Vende	Compra
	Própria	Arrendada	Quantidade	Unidade		
Milho grão						
Milho silagem						
Soja						
Feijão						
Fumo						
Trigo						
Potreiro						
Pastagem de inverno						
Pastagem de verão						
Lavoura em descanso						
Fruticultura (espécie)						
Eucalipto						
Pinus						
Erva Mate						
Matas						
Capoeiras						
Benfeitorias						

4. PRODUÇÃO ANIMAL E MANEJO DOS DEJETOS

4.1. Suinocultura

Sistema	<input type="checkbox"/> Terminação	<input type="checkbox"/> UPL	<input type="checkbox"/> UPD	<input type="checkbox"/> C. completo	<input type="checkbox"/> Creche
Nº cabeças					
Integradora					

4.1.1. Caso o produtor não mais esteja desenvolvendo a suinocultura (Ano e motivo): _____

<input type="checkbox"/> Falta de mão-de-obra	<input type="checkbox"/> Baixa remuneração
<input type="checkbox"/> Exigências ambientais	<input type="checkbox"/> Necessidade de investimentos
<input type="checkbox"/> Outra. Qual:	

4.2. Quanto ao(s) sistema(s) de armazenamento/tratamento dos dejetos suínos que o Sr. Utiliza na propriedade:

<input type="checkbox"/> Esterqueira	<input type="checkbox"/> Lagoas
<input type="checkbox"/> Biodigestor	<input type="checkbox"/> Compostagem
<input type="checkbox"/> Outro. Qual:	

4.2.1. Com que frequência esvazia o(s) depósito(s) de dejetos?

4.2.2. Destinação dados aos dejetos (pode ser mais de uma opção):

Destino	Área (ha)
Aplica em área de lavoura própria	
Aplica em área de pastagem própria	

4.2.3. Qual o percentual dos dejetos da suinocultura gerado na propriedade que é aproveitado nas áreas agrícolas próprias?

<input type="checkbox"/> Menos de 30%	<input type="checkbox"/> 31 a 50%	<input type="checkbox"/> 51 a 70%	<input type="checkbox"/> mais de 70%
---------------------------------------	-----------------------------------	-----------------------------------	--------------------------------------

4.2.4. Depende de contratos com terceiros para distribuir dejetos?

<input type="checkbox"/> Sim	<input type="checkbox"/> Não
Nº contratos:	Área:

4.2.5. Qual a forma de distribuição dos dejetos?

<input type="checkbox"/> Tanque distribuidor próprio	<input type="checkbox"/> Tanque distribuidor da prefeitura
<input type="checkbox"/> Tanque distribuidor da associação	<input type="checkbox"/> Tanque distribuidor de terceiros
<input type="checkbox"/> Caminhão tanque	<input type="checkbox"/> Bomba
<input type="checkbox"/> Gravidade	<input type="checkbox"/> Outras:
Qual a capacidade do tanque de distribuição?	
Qual o valor pago em média para distribuir os dejetos? (R\$/hora)	
Qual o valor gasto por ano com distribuição dos dejetos?	

4.2.6. Quais critérios técnicos Sr. Emprega para aplicar dejetos nas áreas agrícolas ?

1)
2)
3)

4.2.7. Enfrenta algum problema (dificuldade) em relação ao manejo dos dejetos?

<input type="checkbox"/> Sim. Qual?
<input type="checkbox"/> Não

4.3. Bovinos

4.3.1. Aptidão do rebanho:

	<input type="checkbox"/> Corte	<input type="checkbox"/> Leite	<input type="checkbox"/> Misto
Comercialização			

4.3.2. Composição plantel:

Especificação	Unid.	Quantidade	Especificação	Unid.	Quantidade
Vacas em lactação			Matrizes de corte		
Bezerras (de 0 a 1 ano)			Bezerros (de 0 a 1 ano)		
Novilhas (de 1 a 2 anos)			Novilhos (de 1 a 2 anos)		
Novilhas (2 a 3 anos)			Machos (+ de 2 anos)		
Touros			Animais de trabalho		
Produção diária leite			Produção mensal de leite		

4.3.3. Onde armazena e qual o destino dos dejetos de bovinos?

4.4. Atualmente como está o cuidado dos agricultores no uso dos dejetos animais:

<input type="checkbox"/> Péssimo	<input type="checkbox"/> Ruim	<input type="checkbox"/> Mais ou menos	<input type="checkbox"/> Bom	<input type="checkbox"/> Muito bom
Anotações relevantes:				

--

4.5. Nos últimos anos, o cuidado dos agricultores no uso dos dejetos animais:

<input type="checkbox"/> Piorou muito	<input type="checkbox"/> Piorou	<input type="checkbox"/> Não se alterou	<input type="checkbox"/> Melhorou	<input type="checkbox"/> Melhorou muito
Anotações relevantes:				

5. ADUBAÇÃO DO SOLO

5.1. Costuma fazer análise do solo para saber quanto de adubo aplicar?

<input type="checkbox"/> Não
<input type="checkbox"/> Sim. Qual periodicidade?

5.2. Qual o tipo e quantidade de adubo utilizado para cada cultura?

Cultura	Tipo de adubo	Quantidade total utilizada

6. DESTINO DOS ANIMAIS MORTOS

Destino/Espécie	Suínos	Bovinos
Compostagem na propriedade		
Remoção da granja por pessoa ou empresa externa		
Trituração e biodigestor da propriedade		
No biodigestor da propriedade sem triturar		
Desidratação pelo calor		
Enterra na propriedade		
Incineração ou queima das carcaças na propriedade		
Joga no solo para decomposição ao ar livre		
Outros		

7. ÁGUA E MEIO AMBIENTE

7.1. Qual é a origem da água para o abastecimento?

Tipo	Família	Suínos	Aves	Bovinos
Fonte não protegida				
Fonte protegida				
Rio/sanga				
Poço artesiano				
Rede pública				
Cisterna				
Outra. Qual?				

7.2. Já fez análise da água utilizada?

<input type="checkbox"/> sim	<input type="checkbox"/> não
Qual o resultado?	

7.3. Qual o destino dos efluentes da residência?

Banheiro	
Pia cozinha	
Tanque e máquina de lavar	

7.4. Qual o destino dos resíduos sólidos domiciliares?

Lixo seco	
Orgânico	
Embalagens	

7.5. Em relação ao Lajeado Frágoso (ou rio da microbacia a qual pertence) que modificações tem percebido em relação à qualidade da água nos últimos cinco anos?

<input type="checkbox"/> Está melhor	<input type="checkbox"/> Está igual	<input type="checkbox"/> Está pior	<input type="checkbox"/> Não sabe
Por quê?			

7.6. O odor (cheiro) proveniente da produção animal (suínos, aves, bovinos) é considerado um problema para vocês?

<input type="checkbox"/> Sim	<input type="checkbox"/> Não
Por quê?	

7.7. Atualmente, em relação à incidência de borrachudos e moscas na sua propriedade, o senhor acha:

Grau de incidência	Moscas	Borrachudos
Não tem		
Tem pouca		
Média		
Muito		

7.8. Em relação aos últimos dez anos a incidência de borrachudos e moscas

Grau de incidência	Moscas	Borrachudos
Diminuiu		
Aumentou		
Manteve a mesma		
Obs.		

7.9. Já fez inscrição no CAR?

<input type="checkbox"/> sim	<input type="checkbox"/> não
Por que?	

7.10. O Sr. mantém preservada a faixa de mata ciliar?

<input type="checkbox"/> sim	<input type="checkbox"/> não
<input type="checkbox"/> Já está adequada a legislação	
Largura da faixa de mata ciliar?	

7.11. O nível de preocupação e consciência dos agricultores em relação ao uso dos dejetos?

<input type="checkbox"/> muito baixo	<input type="checkbox"/> baixo	<input type="checkbox"/> médio	<input type="checkbox"/> alto	<input type="checkbox"/> muito alto
--------------------------------------	--------------------------------	--------------------------------	-------------------------------	-------------------------------------

7.12. O nível de preocupação e consciência dos agricultores em relação ao uso de agrotóxicos?

<input type="checkbox"/> muito baixo	<input type="checkbox"/> baixo	<input type="checkbox"/> médio	<input type="checkbox"/> alto	<input type="checkbox"/> muito alto
--------------------------------------	--------------------------------	--------------------------------	-------------------------------	-------------------------------------

8- PERCEPÇÃO / QUALIDADE DE VIDA

8.1. Gosta de viver aqui onde mora?

<input type="checkbox"/> Sim	<input type="checkbox"/> Não
Por quê?	

8.2. Se tivesse opção de sair, sairia daqui?

<input type="checkbox"/> Sim	<input type="checkbox"/> Não
Por quê?	

8.3. Quais são os problemas que mais preocupam? (citar três em ordem de importância)

<input type="checkbox"/> Atendimento à saúde (falta de médico, dentista)	<input type="checkbox"/> Econômica (renda, crédito)
<input type="checkbox"/> Educação (qualidade ensino)	<input type="checkbox"/> Assistência ao agricultor
<input type="checkbox"/> Problemas ambientais (qualidade água, solo etc)	<input type="checkbox"/> Saneamento
<input type="checkbox"/> Infraestrutura do local (estradas, serviços etc)	<input type="checkbox"/> Lazer (locar para se divertir)

8.4. Você está satisfeito e tem o desejo de continuar vivendo no meio rural?

<input type="checkbox"/> Sim	<input type="checkbox"/> Não	<input type="checkbox"/> Não sabe
------------------------------	------------------------------	-----------------------------------

Por quê? _____

8.5. O Sr. percebe perspectivas na agricultura e vê futuro para a sua família nesta atividade?

<input type="checkbox"/> Sim	<input type="checkbox"/> Não	<input type="checkbox"/> Não sabe / Não respondeu
Anotações relevantes:		

8.6. Existe algum membro da família (filho ou outro) que continuará a trabalhar em sua propriedade depois que o Sr. não desejar mais trabalhar na atividade?

<input type="checkbox"/> Sim	<input type="checkbox"/> Não	<input type="checkbox"/> Não sabe / Não respondeu
------------------------------	------------------------------	---

8.7. A sua residência tem:

Computador	<input type="checkbox"/> sim	<input type="checkbox"/> não
Acesso a internet	<input type="checkbox"/> sim	<input type="checkbox"/> não
Celular	<input type="checkbox"/> sim	<input type="checkbox"/> não

8.8 Quais são as principais questões que desestimulam a permanência no campo (numerar por ordem de importância).

<input type="checkbox"/> Renda insuficiente da família	<input type="checkbox"/> Penosidade do trabalho
<input type="checkbox"/> Falta de terra	<input type="checkbox"/> Exigências das agroindústrias
<input type="checkbox"/> Problemas ambientais	<input type="checkbox"/> Questões familiares
<input type="checkbox"/> Preço dos insumos agrícolas	<input type="checkbox"/> Acesso ao crédito
Outras:	